

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIESE CARGNIN MUCHAILH

**METODOLOGIA DE PLANEJAMENTO DA PAISAGEM PARA
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL
Região Centro Sul do Paraná**

CURITIBA

2010

MARIESE CARGNIN MUCHAILH

**METODOLOGIA DE PLANEJAMENTO DA PAISAGEM PARA
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL
Região Centro Sul do Paraná**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração: Conservação da Natureza, Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Vegetais da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador:
Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan

Co-orientador:
Prof. Dr. João Batista Campos

**CURITIBA
2010**

*Porque, quando sou fraco,
então, é que sou forte.*

(2 Coríntios 12:10)

AGRADECIMENTOS

A UFPR pela oportunidade de realização de minha história acadêmica.

Ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP), nas pessoas de seus dirigentes e colegas que apoiaram a realização desse estudo.

A The Nature Conservancy (TNC) pelo apoio para realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan, pelas palavras de esperança e calma, e pela paciência e dedicação de com que conduziu a orientação dos estudos.

Ao amigo e incansável orientador, Dr. João Batista Campos, pelos incentivos nos momentos mais decisivos.

Ao amigo Ayrton Torricillas Machado, pelo esforço e contribuição indispensável para a realização desta pesquisa.

Aos meus pais, e a meus irmãos, pelo amor incondicional.

Ao meu esposo, pela compreensão e apoio, nos momentos fáceis e difíceis, e aos meus filhos, motivo de nossos sonhos.

Aos amigos e colegas, pela compreensão e incentivos, e a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

RESUMO

O planejamento da paisagem tem sido ainda pouco considerado nas políticas de conservação da biodiversidade. O principal objetivo deste estudo foi demonstrar a exequibilidade da utilização do conhecimento técnico científico (ecologia da paisagem) no direcionamento de políticas visando à conservação. Neste sentido, foi apresentada uma metodologia de zoneamento que considera tanto os aspectos da ecologia de paisagens como de mapeamento de fragilidades ambientais, que constituem ferramentas para a formulação de políticas de gestão ambiental do território. Da área total estudada, que compreendeu 4.014.531,06 ha, 50,97% foram mapeadas como zonas de fragilidade ambiental (ZFA), em função de suas características do meio físico: solos, relevo e altitude, acrescidos das áreas de preservação permanente relativas aos aspectos de hidrografia. Sobre este mapeamento (ZFA) foram consideradas as áreas com déficit de cobertura florestal o que definiu as Zonas Estratégicas para Recuperação (ZER), que totalizaram 42,98% da área total. A cobertura florestal estimada (estágios médio e avançado) foi de 12,36%, dispostas em 5912 fragmentos. Para definição das Zonas Estratégicas para Conservação (ZEC) foram consideradas as formações florestais situadas sobre ZFA, que corresponderam a 7,99% (320.759,05 ha) da área total. Os fragmentos foram classificados considerando seu tamanho e área núcleo. Com relação ao tamanho foram identificados como prioritários para conservação os fragmentos maiores que 250 ha e maiores que 1000 ha, que totalizaram respectivamente 283 e 61 fragmentos, correspondendo a 60,57% e 38,94% da cobertura florestal remanescente. Os fragmentos com maiores áreas núcleo de florestas, os menos afetados pelo efeito de borda, foram indicados como áreas potenciais para várias estratégias de conservação apontadas tais como: criação de novas Unidades de Conservação, ICMS-Ecológico, pagamento por Serviços da biodiversidade e créditos de carbono por desmatamento evitado (REDD). A maior concentração destas unidades (Unidades Núcleo de Biodiversidade - UNB) foi evidenciada ao longo do eixo do rio Iguaçu onde foi proposto o estabelecimento de um Corredor Ecológico para a Floresta Ombrófila Mista, com área de 585.505,31 ha. O estudo especificou estratégias para cada zona definida. O conjunto destas estratégias, definidas com uma base técnica em função das características intrínsecas aos meios abiótico e biótico e princípios da ecologia de paisagens, pode constituir uma política de ordenamento territorial para a região. De forma complementar, foi elaborada uma metodologia e uma minuta de regulamentação para Pagamento por Serviços da Biodiversidade no Paraná (PSB).

Palavras-chave: Planejamento da paisagem. Zoneamento. Corredor ecológico. Conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

Landscape planning hasn't enough been considered on the biodiversity conservation policies. The main objective of this study was to demonstrate as the technical/scientific knowledge can be utilized to drive the policies aiming the biodiversity conservation. In this sense, the study presents a zoning methodology that considers the landscape's ecological aspects, as well the environmental fragilities mapping, which are tools to formulate environmental management policies on the studied region. The amount of 50.97% of the study area (4,014,531.06 ha) was mapped as environmental fragility zone (ZFA) due to their environment's physical characteristics (soil, declivity, and altimetry), and enlarged by the permanent preservation areas related to the hydrographic net. Related to the ZFA, were analyzed the deficit of forest cover area, which determined the Strategic Recovery Zones (ZER), which amounted 42.98% from the total area. The estimated forest cover represented 12.36% of the study area, and was distributed in 5912 forest fragments (medium and advanced stage). To define the Strategic Conservation Zones (ZEC) were considered the forest cover areas located into the ZFA. The ZEC resulted on 7.99% (320,759.05 ha) from the total area. The fragments were classified considering their total extension and the core area extension. Related to the total extension were prioritized the areas greater than 250 ha and greater than 1000 ha, which represented 283 and 61 fragments respectively and correspond to 60.57% and 38.94% of the forest cover remaining related to total study area. The fragments less affected by the border effect, Biodiversity Core Unit (UNB), were indicated as potential areas for the biodiversity conservation strategies, such as: establishment of protected areas, ecological tax (ICMS Ecológico), environmental service payment (PSA), and carbon credit by the reduction emissions for deforestation and degradation (REDD). The greatest concentration of UNB were identified along the Iguacu River, where was proposed the establishment of an Ecological Corridor for the **Araucaria Moist Forest** with 585,505.31 ha in extension. This study specified strategies for each zone proposed. The set of these strategies defined considering a scientific base relied on the biotic and abiotic characteristics of the environment, and in landscape ecology principles, can constitute a politic for the land use organization in the region. Complementarily it was elaborated a methodology and a draft for the Payment of the Biodiversity Services in the State of Parana (PSB).

Key-word: Landscape planning. Zoning. Ecological corridor. Biodiversity conservation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - REGIÃO DE OCORRÊNCIA DO BIOMA MATA ATÂNTICA NO BRASIL....	6
FIGURA 2 - REMANESCENTE FLORESTAL NO PARANÁ	10
FIGURA 3 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ E REMANESCENTES FLORESTAIS.....	14
FIGURA 4 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS NO PARANÁ.....	24
FIGURA 5 - LOCALIZAÇÃO DA REGIÃO DO ESTUDO.....	55
FIGURA 6 - BACIAS HIDROGRÁFICAS DA REGIÃO DO ESTUDO	57
FIGURA 7 - DIVISÃO DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS.....	58
FIGURA 8 - CONCEPÇÃO TRIDIMENSIONAL DOS PRINCIPAIS COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO ESTADO DO PARANÁ.....	59
FIGURA 09 - MAPA DE SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ	61
FIGURA 10 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS NA ÁREA DO ESTUDO.....	63
FIGURA 11 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO PARANÁ.....	67
FIGURA 12 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA REGIÃO DO ESTUDO	69
FIGURA 13 - ESQUEMA DE CRITÉRIOS PARA O ZONEAMENTO	71
FIGURA 14 - MAPA DE SOLOS DA REGIÃO DO ESTUDO	74
FIGURA 15 - FLUXOGRAMA ANÁLISE MULTICRITÉRIOS ABIÓTICOS	81
FIGURA 16 - ESQUEMA DAS FASES DE ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM	84
FIGURA 17 - ESQUEMA DE DEFINIÇÃO DE UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE - UNB.....	85
FIGURA 18 - FLUXOGRAMA DA SEGUNDA FASE PARA ZONEAMENTO ECOLÓGICO	87
FIGURA 19 – MAPA POR CLASSES DE DECLIVIDADE	90
FIGURA 20 - MAPA DE VULNERABILIDADE DOS SOLOS.....	95
FIGURA 21 - MAPA DE CLASSES ALTIMÉTRICAS	96
FIGURA 22 - ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL MÉTODO I.....	97
FIGURA 23 - ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL DO MÉTODO II.....	99

FIGURA 24 - ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL DO MÉTODO III	101
FIGURA 25 - HIDROGRAFIA E ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE – APP_h.....	104
FIGURA 26 - ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL – ZFA.....	105
FIGURA 27 - REMANESCENTES FLORESTAIS NA REGIÃO DO ESTUDO	108
FIGURA 28 - FRAGMENTOS FLORESTAIS CLASSES 3 E 4 - MAIORES QUE 250 ha.....	113
FIGURA 29 - COBERTURA FLORESTAL EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	116
FIGURA 30 - COBERTURA FLORESTAL EM ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL - ZFA.....	118
FIGURA 31 - FRAGMENTOS FLORESTAIS POR ESCRITÓRIO REGIONAL	119
FIGURA 32 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO DO ESTUDO	123
FIGURA 33 – ÁREA INDÍGENA DE MANGUEIRINHA	125
FIGURA 34 - REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS	127
FIGURA 35 - PARQUE ESTADUAL DE PALMAS – PROTEÇÃO INTEGRAL.....	129
FIGURA 36 - ZONAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO – ZEC (COBERTURA FLORESTAL EM ZFA).....	132
FIGURA 37 - ZONAS ESTRATÉGICAS PARA RECUPERAÇÃO (EM ZFA) VISANDO À ESTABILIDADE AMBIENTAL_ ZRE = 1.725.257,53 ha.....	134
FIGURA 38 - MAPA DE ZONEAMENTO AMBIENTAL - ZEA	136
FIGURA 39 - FRAGMENTOS MAIORES QUE 1.000 ha	138
FIGURA 40 - UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE COM NÚCLEOS MAIORES QUE 250 ha (SEM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO)	140
FIGURA 41 - UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE MAIORES QUE 800 ha.....	141
FIGURA 42 - MAIORES UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE – NÚCLEOS MAIORES QUE 800 ha – 39 UNIDADES.....	142
FIGURA 43 - PROPOSTA DE CORREDOR DE BIODIVERSIDADE PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	144
FIGURA 44 - CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA FOM, REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS E MAIORES FRAGMENTOS	146
FIGURA 45 - PRINCIPAIS RIOS DA PROPOSTA DE CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA FOM	147
FIGURA 46 - ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE	148
FIGURA 47 - ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE SEM COBERTURA FLORESTAL NO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE	149

FIGURA 48 - ZONEAMENTO NO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE	150
FIGURA 49 - COMPARATIVO ENTRE O ZONEAMENTO PROPOSTO E AS ZONAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE RESOLUÇÃO 005/2009	184

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - RECOMENDAÇÕES TÉCNICAS DE ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	43
QUADRO 2 - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS NA REGIÃO DO ESTUDO	60
QUADRO 3 - MÉTODO I DE DEFINIÇÃO DE ZONEAMENTO DE FRAGILIDADE POTENCIAL - SOBREPOSIÇÃO DE CAMADAS DE ZONAS DE GRANDE FRAGILIDADE.....	76
QUADRO 4 - IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE PARA FLORA E FAUNA	80
QUADRO 5 - SÍNTESE DO ZONEAMENTO	150
QUADRO 6 - SÍNTESE DA ANÁLISE VEGETAÇÃO POR TAMANHO DE FRAGMENTOS.....	150
QUADRO 7 - SÍNTESE DA ANÁLISE DE ZONAS NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	151
QUADRO 8 - SÍNTESE DA ANÁLISE VEGETAÇÃO POR DISPOSIÇÃO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS	151
QUADRO 9 - SÍNTESE DAS ANÁLISE DE APP's	151
QUADRO 10 - SÍNTESE DA ANÁLISE DO CORREDOR	151
QUADRO 11 - SÍNTESE DE DIRETRIZES PARA CONSERVAÇÃO COM BASE NA ECOLOGIA DE PAISAGENS	173
QUADRO 12 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA ZONEAMENTO - ZEC.....	174
QUADRO 13 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA CONSERVAÇÃO NAS UNIDADES PRIORITÁRIAS PARA A BIODIVERSIDADE	175
QUADRO 14 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA ZONAS DE RECUPERAÇÃO - ZER	180

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - TAXA DE DESFLORESTAMENTO NO PARANÁ NO PERÍODO DE 2005 A 2008.....	10
TABELA 2 - ABRANGÊNCIA DAS REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ	13
TABELA 3 - ÁREAS PROTEGIDAS ESTADUAIS E FEDERAIS DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO PARANÁ.....	22
TABELA 4 - ÁREAS PROTEGIDAS ESTADUAIS E FEDERAIS DE USO SUSTENTÁVEL	22
TABELA 5 - ÁREAS PROTEGIDAS ESTADUAIS E FEDERAIS DE PROTEÇÃO INTEGRAL E USOS SUSTENTÁVEL NO PARANÁ	23
TABELA 6 - GRAUS DE FRAGILIDADE POTENCIAL EM FUNÇÃO DE DECLIVIDADE	49
TABELA 7 - VALORES DE VULNERABILIDADE PARA OS DIVERSOS TIPOS DE SOLO.....	50
TABELA 8 – DISTRIBUIÇÃO DA REGIÃO DO ESTUDO POR BACIA HIDROGRÁFICA	58
TABELA 9 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS NA REGIÃO DO ESTUDO	62
TABELA 10 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A BIODIVERSIDADE NO PARANÁ	68
TABELA 11 - CLASSES DE FRAGILIDADE POTENCIAL CONFORME GEOMORFOLOGIA, UTILIZANDO CRITÉRIO DECLIVIDADE.....	73
TABELA 12 - TIPOS DE SOLOS E CLASSES DE VULNERABILIDADE	75
TABELA 13 - CLASSES DE FRAGILIDADE PELO CRITÉRIO DE ALTIMETRIA	75
TABELA 14 - CRUZAMENTO DOS ESCORES DOS CRITÉRIOS ABIÓTICOS	77
TABELA 15 - CLASSES DE FRAGILIDADE OBTIDAS PELO MÉTODO III - SOMA DOS QUADRADOS	78
TABELA 16 – ÁREA DE DECLIVIDADE E NÍVEL DE FRAGILIDADE NA REGIÃO DO ESTUDO.....	89
TABELA 17 - CLASSIFICAÇÃO DE VULNERABILIDADE E ESCORES POR TIPO DE SOLOS.....	91
TABELA 18 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE QUANTO A PEDOLOGIA.....	92
TABELA 19 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE EM FUNÇÃO DO CRITÉRIO ALTIMETRIA....	93
TABELA 20- DISTRIBUIÇÃO DE ÁREAS CONFORME NÍVEIS DE FRAGILIDADE POTENCIAL MÉTODO II	98
TABELA 21 – NÍVEIS DE FRAGILIDADE MEIO DO MÉTODO III	100

TABELA 22 - COMPARATIVO ENTRE OS MÉTODOS UTILIZADOS PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL	102
TABELA 23 – QUANTIFICAÇÃO DAS APP's EM FUNÇÃO DE SUA LOCALIZAÇÃO	103
TABELA 24 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE ALTA E MUITO ALTA DO MÉTODO III	103
TABELA 25 - COMPOSIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	106
TABELA 26 – ÁREA ORIGINAL E REMANESCENTE VEGETAÇÃO NATURAL NO PARANÁ POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	107
TABELA 27 –ÁREA E PORCENTAGEM DEEM 2005 E 2008 REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS	109
TABELA 28 – NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS POR CLASSES DE TAMANHO (2008).....	112
TABELA 29 – NÚMERO E ÁREA ACUMULADA DOS FRAGMENTOS POR CLASSES DE TAMANHO (2008).....	112
TABELA 30 - COMPARATIVO DE PARÂMETROS DOS FRAGMENTOS ENTRE OS PERÍODOS DE 2005 E 2008	113
TABELA 31 - ÁREA DE COBERTURA FLORESTAL POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA, COM UCs	114
TABELA 32 - CONDIÇÕES DE VEGETAÇÃO EM APP	117
TABELA 34 - REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS POR ESCRITÓRIO REGIONAL DO IAP (BASE 2008).....	120
TABELA 35 - ÁREA DE VEGETAÇÃO NATIVA REMANESCENTE EM CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS, POR ESCRITÓRIO REGIONAL. BASE 2005	120
TABELA 36 - ÁREA DE VEGETAÇÃO NATIVA REMANESCENTE EM CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS, POR ESCRITÓRIO REGIONAL. BASE 2008	121
TABELA 37 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO FEDERAIS E ESTADUAIS NA REGIÃO DO ESTUDO.....	122
TABELA 38 – TERRAS INDÍGENAS NA REGIÃO DO ESTUDO.....	125
TABELA 39 - ÁREAS PROTEGIDAS NA REGIÃO DO ESTUDO, CONFORME SEU MANEJO ATUAL	126
TABELA 40 - COMPOSIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	133
TABELA 41 - VEGETAÇÃO REMANESCENTE E DÉFICIT EM ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	133
TABELA 42 - ÁREAS DE ABRANGÊNCIA DE CADA ZONA PROPOSTA	135
TABELA 43 - ANÁLISE DE ZONAS NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	143

TABELA 44 - ÁREA POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	145
TABELA 45 - CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS NO CORREDOR FOM.....	147
TABELA 46 - COBERTURA FLORESTAL, APP's E ZFA NA ÁREA DELIMITADA PARA O CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA FOM.....	148
TABELA 47 - ESTIMATIVAS DE ÁREAS PROTEGIDAS EXISTENTES E A RESTAURAR.....	152
TABELA 48 - ESTIMATIVAS PARA ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO.....	153
TABELA 49 - EVOLUÇÃO DA SUPERFÍCIE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS ESPECIALMENTE PROTEGIDAS, NO ESTADO DO PARANÁ, ATÉ 1991 E DE 1992 ATÉ 2001 (EM HECTARES) REGISTRADAS E PASSÍVEIS DE OFERECER CRÉDITO DO ICMS ECOLÓGICO AOS RESPECTIVOS MUNICÍPIOS.....	159
TABELA 50 - RECURSOS DO ICMS-ECOLÓGICO POR ÂMBITO DE GESTÃO DE UCS NA REGIÃO DO ESTUDO.....	160
TABELA 51 - VALOR TOTAL DE REPASSE ANUAL DE ICMS-ECOLÓGICO POR REGIONAL	160
TABELA 52 - COMPARATIVO ENTRE A RESOLUÇÃO DE ÁREAS ESTRATÉGICAS VIGENTE E A PRESENTE PROPOSTA DE ZONEAMENTO.....	182

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	OBJETIVOS	2
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1	O BIOMA MATA ATLANTICA.....	6
2.2	FLORESTA OMBRÓFILA MISTA - FOM	12
2.2.1	Floresta Ombrófila Mista Aluvial.....	15
2.2.2	Floresta Ombrófila Mista Submontana	16
2.2.3	Floresta Ombrófila Mista Montana.....	16
2.2.4	Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana.....	17
2.2.5	A fragmentação da FOM no Paraná	18
2.3	CONTEXTO ATUAL DAS ÁREAS PROTEGIDAS NO PARANÁ.....	21
2.4	ESTUDO DE PAISAGENS FRAGMENTADAS COMO ESTRATÉGIA PARA GESTÃO AMBIENTAL	25
2.4.1	Fragmentação de habitats.....	26
2.4.2	Efeito de borda.....	29
2.4.3	Forma dos fragmentos	31
2.4.4	Tamanho dos fragmentos	31
2.4.5	Matriz	32
2.4.6	Conectividade	34
2.4.7	Corredores Ecológicos.....	36
2.4.8	Diretrizes da ecologia da paisagem para conservação.....	42
2.5	ELEMENTOS E FERRAMENTAS DE ANÁLISE AMBIENTAL	45
2.5.1	Sistema de Informações Geográficas - SIG	45
2.5.2	Fragilidade dos ambientes naturais	46
2.5.2.1	Fragilidade quanto à declividade.....	48
2.5.2.2	Fragilidade quanto à solos.....	49
2.6	ZONEAMENTO TERRITORIAL.....	50
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	54
3.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	54
3.2	ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA REGIÃO	67
3.3	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	70
3.3.1	Uso de Sistema de Informações Geográficas - SIG.....	70
3.3.2	Elaboração dos mapas de caracterização do meio abiótico	71

3.3.2.1 Mapeamento da declividade.....	72
3.3.2.2 Mapeamento de solos.....	73
3.3.2.3 Mapeamento da Altimetria.....	75
3.3.2.4 Zoneamento de Fragilidade Potencial	76
3.3.2.5 Zoneamento de Fragilidade Ambiental - ZFA.....	78
3.3.3 Critérios bióticos	81
3.3.4 Análise da paisagem.....	83
3.3.5 Cruzamento das informações	85
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	88
4.1 ZONAS DE FRAGILIDADE ABIÓTICA -	88
4.1.1 Análise do critério classes de declividade.....	88
4.1.2 Análise do critério classes de solos.....	91
4.1.3 Análise do critério classes altimétricas	93
4.1.4 Definição de zonas de fragilidade potencial	97
4.1.4.1 Método I.....	97
4.1.4.2 Método II.....	98
4.1.4.3 Método III	100
4.1.4.4 Comparativo entre as metodologias empregadas para definição de zonas de fragilidade potencial	102
4.1.5 Zonas de Fragilidade Ambiental - ZFA	102
4.2 ZONAS DE FRAGILIDADE BIÓTICA -	107
4.2.1 Vegetação.....	107
4.2.2 Análise do tamanho dos fragmentos.....	111
4.2.3 Análises de distribuição espacial	114
4.2.3.1 Análise dos fragmentos por região fitogeográfica na região do estudo.....	114
4.2.3.2 Análise da cobertura florestal em áreas de preservação permanente relativa aos recursos hídricos (APP_h).....	115
4.2.3.3 Análise da cobertura florestal em Zonas de Fragilidade Ambiental – ZFA (<i>todos os fragmentos</i>)	117
4.2.3.4 Análise de distribuição espacial dos fragmentos por unidades administrativas do IAP	118
4.3 ANÁLISES DO CONTEXTO ATUAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO POR NÍVEL DE RESTRIÇÃO DE USO	121
4.3.1 Unidades de conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável.....	121
4.3.2 Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNS na área do estudo.....	124
4.3.3 Terras indígenas	124
4.4 INDICATIVOS DE ZONEAMENTO AMBIENTAL	130

4.4.1 Zonas Estratégicas para Conservação - ZEC	131
4.4.2 Zonas Estratégicas para Recuperação - ZER	132
4.4.3 Zoneamento Estratégico (conservação e recuperação).....	134
4.4.4 Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade - UPC.....	137
4.4.5 Unidades Núcleo de Biodiversidade - UNB.....	138
4.4.5.1 Unidades Núcleo de Biodiversidades maiores que 250 ha (Nível III/ UNB III)	140
4.4.5.2 Unidades Núcleo de Biodiversidade maiores que 800 ha (Nível II UNB - II)	141
4.4.5.3 Unidades Núcleo de Biodiversidade Maiores que 800 ha em ZFA (Nível I- UNB I)	142
4.4.6 Corredores de biodiversidade para FOM	143
4.4.7 Sínteses dos indicativos propostos pelo zoneamento	150
4.5 ASPECTOS LEGAIS - A COBERTURA FLORESTAL ATUAL.....	152
5 CONSIDERAÇÕES COMPLEMENTARES	155
5.1 VALORIZAÇÃO E INCENTIVO À CONSERVAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS PRIORITÁRIOS.....	155
5.1.1 Criação de Unidades de Conservação públicas	156
5.1.2 Criação de Unidades de Conservação privadas	156
5.1.3 Formação de um banco de florestas para compensação ou servidão florestal de Reserva Legal.....	157
5.1.4 Aprimoramento do ICMS - Ecológico	159
5.1.5 Pagamento por serviços da biodiversidade.....	162
5.1.6 Compensação por Desmatamento Evitado – REDD+.....	164
5.2 ESTRATÉGIAS INTEGRADAS NA GESTÃO DO TERRITÓRIO	168
5.2.1 Diretrizes da ecologia da paisagem como subsídios para o planejamento de políticas públicas para gestão do território	168
5.2.2 Diretrizes para ações de conservação na região.....	169
5.2.2.1 Conservação integral de todos os fragmentos de vegetação nativa	169
5.2.2.2 Priorização de ações de conservação dos maiores fragmentos.....	170
5.2.2.3 Priorização de fragmentos com maiores zonas núcleo	171
5.2.3 Diretrizes para conservação com base na ecologia de paisagens - sínteses das indicações para conservação	172
5.2.3.1 Zonas Estratégicas para a Conservação da Biodiversidade - ZEC	174
5.2.3.2 Indicação de ações para conservação nas unidade prioritárias para a biodiversidade (fragmentos).....	175
5.2.4 Zonas de Recuperação Ambiental	175

5.2.5 Corredor de biodiversidade da FOM	178
5.2.6 Síntese das ações para Zonas de Recuperação - ZER.....	180
5.2.6.1 Inserção das zonas de recuperação em projetos de crédito de carbono	180
5.3 O ESTUDO DA PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO E GESTÃO DO TERRITÓRIO.....	181
6 CONCLUSÕES.....	185
6.1 QUANTO À PROPOSTA METODOLÓGICA.....	185
6.2 QUANTO AOS RESULTADOS ESPACIAIS DO ZONEAMENTO PROPOSTO	186
6.3 QUANTO A AÇÕES PARA CONSERVAÇÃO DOS FRAGMENTOS.....	187
6.4 QUANTO ÀS AÇÕES VOLTADAS PARA RECUPERAÇÃO DA PAISAGEM	188
6.5 QUANTO ÀS DIRETRIZES GERAIS PARA A GESTÃO E PLANEJAMENTO DO TERRITÓRIO	190
6.6 QUANTO ÀS NORMATIVAS NECESSÁRIAS;	190
6.7 CONCLUSÕES GERAIS	191
7 RECOMENDAÇÕES	192
7.1 GESTÃO DO TERRITÓRIO.....	192
7.2 RESERVA LEGAL	192
7.3 REDE DE ÁREAS PROTEGIDAS	193
7.4 INSTITUIR E APERFEIÇOAR MECANISMOS DE INCENTIVOS ECONÔMICOS PARA A CONSERVAÇÃO DA FOM	194
7.5 INSTITUIR UM PROGRAMA VOLTADO AO APROVEITAMENTO DO POTENCIAL FLORESTAL;.....	194
7.6 FORTALECIMENTO INSTITUCIONAL DA SEMA - IAP	195
7.7 INCENTIVO À PESQUISA E CAPACITAÇÃO TÉCNICA	195
7.8 EDUCAÇÃO AMBIENTAL VOLTADA ÀS COMUNIDADES LOCAIS	195
REFERÊNCIAS	196
DOCUMENTOS CONSULTADOS.....	217
APÊNDICE 1 - DEFINIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL CALCULADAS PELO MÉTODO II - SOMA SIMPLES DE ESCORES.....	220
APÊNDICE 2 - TABELA FINAL MÉTODO III EM CORES	224
APÊNDICE 3 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CONFORME SNUC	225
APÊNDICE 4 - MINUTA DE PROJETO DE LEI ESTADUAL PARA PSB	226
APÊNDICE 5 - COMPOSIÇÃO DE CÁLCULO PARA PAGAMENTO POR SERVIÇOS DA BIODIVERSIDADE – PSB.....	231
APÊNDICE 6 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA ZONEAMENTO AMBIENTAL.....	235
APÊNDICE 7 – MAPA DO ZONEAMENTO AMBIENTAL	233

ANEXO 1 - LISTA DE MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO ESTUDO E RESPECTIVA	
COBERTURA FLORESTAL.....	238
ANEXO 2 - LISTAGEM DAS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO	
NATURAL (RPPNs) POR MUNICÍPIO NA ÁREA DO ESTUDO	239
ANEXO 3 - REPASSE DE ICMS ECOLÓGICO POR MUNICÍPIO EM FUNÇÃO DA	
ABRANGÊNCIA DE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	240
ANEXO 4 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA FORMAÇÃO DE	
CORREDORES ECOLÓGICOS	241

1 INTRODUÇÃO

O planejamento da paisagem constitui importante ferramenta para gestão ambiental do território, possibilitando evitar perdas de biodiversidade. Caso o planejamento ou os conhecimentos científicos sobre o processo de fragmentação e suas consequências tivessem sido aplicados antes da ocupação desordenada dos ambientes naturais, muito poderia ter sido evitado quanto ao intenso processo histórico de depauperação dos biomas no Brasil. Contudo, as perdas de biodiversidade e impactos causados pelo processo de fragmentação de ambientes naturais são consenso entre a comunidade científica (CAMPOS; AGOSTINHO, 1997; METZGER, 1998; BIERREGAARD *et al.*, 1992; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; BITTENCOURT, 2007).

Mesmo em ambientes já alterados, os estudos de ecologia da paisagem podem contribuir para minimizar os efeitos da fragmentação por meio de diretrizes e políticas públicas que considerem conceitos e teorias desta ciência (HOBBS, 1997). Para Fonseca *et al.* (2001), o consenso que emerge no meio científico é o planejamento para conservação em escala regional, contemplando grandes unidades de paisagem, contribuindo para a conservação da biodiversidade em longo prazo.

A inter-relação entre a ciência da ecologia da paisagem e o planejamento espacial deve ser utilizada como ferramenta para decisões, mecanismo de gestão e políticas públicas (NASSAUER; OPDAM, 2008). Apesar dos inúmeros estudos no âmbito da ecologia da paisagem, visando a redução de impactos de processos de fragmentação, infelizmente o conhecimento científico gerado não tem sido traduzido em políticas e diretrizes para o manejo de florestas tropicais, particularmente para aquelas sob sérias ameaças (TABARELLI; GASCON, 2005).

Em sua conferência de abertura do congresso da ***International Association for Landscape Ecology (IALE)***, realizado em 2008 em São José dos Campos- SP, o renomado pesquisador Richard Hobbs definiu alguns pontos para aplicação em ações para conservação e restauração de ambientes fragmentados: a) planejar ações em macroescala escala maior para agir em microescalas; b) promover conservação, com a manutenção das condições atuais dos habitats; c) criar ambientes mais resilientes d) restaurar para um novo cenário, uma vez que as condições originais dos ambientes alterados dificilmente serão restabelecidas.

No Paraná, dos 90% das formações florestais que originalmente cobriam o Estado (MAACK, 1968), restaram apenas 9,85% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008). Este processo de ocupação territorial desordenado resultou em significativas perdas de biodiversidade (PARANÁ, 1995; MIKICH; BÉRNILS, 2004). Dentre as regiões fitogeográficas a FOM representa um relictos, com diferenciações fitofisionômicas que necessitam ser conservadas.

Assim, faz-se necessário incrementar esforços para produzir estudos, com bases científicas, que possam sintetizar e traduzir os efeitos da fragmentação em diretrizes e ações concretas para evitar a perda da diversidade biológica (LAURANCE; GASCON, 1997; BIERREGAARD *et al.*, 2001).

1.1 OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo principal testar a exequibilidade da utilização de conhecimentos de ecologia da paisagem no direcionamento do uso e ocupação do solo e na adoção de políticas visando à conservação da biodiversidade.

Para responder esta indagação, foi elaborada uma metodologia de planejamento da paisagem que relaciona as fragilidades e potencialidades dos fatores abióticos e bióticos do meio e da estrutura da paisagem por meio de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Como resultado espera-se um zoneamento ambiental voltado para a manutenção da estabilidade do ambiente e no incremento da conectividade.

A região escolhida para aplicação da metodologia foi a região Centro Sul do Paraná, composta pela Floresta Ombrófila Mista (FOM), inserida no Bioma Mata Atlântica, um dos mais ricos e mais ameaçados do planeta. Numa região tão rica em espécies únicas ou endêmicas de plantas, animais e microorganismos, o processo contínuo de eliminação, fragmentação e isolamento de florestas poderia resultar em registros de extinção de espécies (FONSECA *et al.*, 2001).

Como resultados deste trabalho pretende-se fornecer subsídios ao poder público responsável pela gestão ambiental no Paraná, (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA e Instituto Ambiental do Paraná – IAP), indicando diretrizes para formulação de políticas públicas que possam ser aplicáveis

para a região Centro Sul do Paraná. De forma complementar, serão apontadas e discutidas as ações necessárias para a implantação do zoneamento, de forma a demonstrar a possibilidade do uso da ciência em políticas públicas.

No caminho para alcançar o objetivo principal do estudo, testando a aplicação dos conhecimentos de planejamento da paisagem, espera-se obter os seguintes objetivos específicos:

- Definir uma metodologia para zoneamento ambiental em macroescala, que possa ser replicada para outras regiões;
- Realizar o diagnóstico e análise multicritérios da região do estudo, utilizando-se como ferramenta o Sistema de Informações Geográficas (SIG) propondo o zoneamento ambiental, respeitando as condicionantes dos meios abiótico e biótico e a análise da estrutura da paisagem;
- Com base nas imagens CBERS-2 (2005 e 2008), estimar a cobertura florestal e efetuar a análise da estrutura da paisagem estudada (fragmentos florestais);
- Apontar e discutir diretrizes para a gestão do território, indicando estratégias e ações a serem adotadas pelos órgãos ambientais (SEMA e IAP) visando à conservação da biodiversidade;
- Propor ações a serem efetuadas visando incrementar a conservação dos fragmentos florestais remanescentes;
- Indicar áreas prioritárias para conservação e apontar estratégias específicas como a criação de Unidades de Conservação, Pagamentos por Serviços da Biodiversidade, compensação de Reserva Legal e Servidão Florestal, entre outras;
- Indicar áreas críticas da paisagem e propor ações para sua recuperação;
- Indicar área para a formação de corredor ecológico para a melhoria nas condições de conservação da FOM;
- Recomendar e propor normativas necessárias para viabilizar a adoção de políticas públicas que visem à exequibilidade do zoneamento proposto, especialmente quanto ao Pagamento por Serviços da Biodiversidade (PSB).

O estudo propõe apontar diretrizes e estratégias que poderão servir de base para uma política pública voltada ao reconhecimento do principal foco em questão, incentivos e programas de apoio à conservação dos remanescentes prioritários e, sequencialmente, a restauração da conectividade. A efetividade e o sucesso deste desafio pressupõem mecanismos que vão além de ações de comando e controle, considerando a valorização dos proprietários que aplicaram os conceitos de conservação, conservando áreas naturais, bem como aqueles que, reconhecendo a função sócio-ambiental da propriedade rural, se dispõem à efetuar ações de recuperação.

Contemplar o zoneamento fundamentado no diagnóstico dos fatores bióticos e abióticos pode ser a alternativa técnica aplicável, tanto para a conservação da diversidade biológica como para o planejamento e implantação de sistemas produtivos menos impactantes (MUCHAILH *et al.*, 2010).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Dentre os biomas brasileiros, o Bioma Mata Atlântica tem especial destaque, tanto em virtude de sua riqueza biológica, como pelos extremos níveis de ameaça a que está submetido. Este bioma foi apontado como um dos “ hotspots mundiais, ou seja, uma das prioridades para a conservação de biodiversidade em todo o mundo (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2004).

A denominação deste bioma tão diverso com o termo "mata", causa certa perplexidade, pois, apesar de permear diversas publicações, o termo mata tem sido utilizado com restrições, considerando o entendimento que, enquanto **florestas** conteriam um grande número de espécies, **mata**, estaria restrito a uma ou poucas espécies. Conforme Hertel¹ (1969), citado por Straube (2005), o termo mata provém das vegetações europeias, onde predominam poucas espécies e, portanto, não poderia ser aplicado às nossas diversificadas vegetações arbóreas (STRAUBE, 2005). Para o autor, mesmo que opiniões técnicas concluam pela necessidade de uma padronização, não haveria motivo para evitar o uso de um termo em detrimento do outro, pois a utilização correta (floresta) estaria restrita aos círculos acadêmicos, e teria valor inferior ao já popularizado pela da língua portuguesa. Assim, seria como uma "obrigação temerária haja visto a consagração popular dos sinônimos mata, selva e floresta" (STRAUBE, 2005, p.32).

Assim, mesmo com a predominância do termo floresta nas publicações técnicas, a alguns pode parecer uma "heresia" a utilização de mata para nossas ricas formações. De fato, o que se constata é o uso dos termos mata e floresta presentes em diferentes publicações para a classificação da vegetação brasileira (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991; IBGE, 1992): "Floresta: termo semelhante à mata no sentido popular...". Da mesma forma o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007) utilizou o termo para denominar o mais diverso dos Biomas brasileiros, o "Bioma **Mata** Atlântica".

¹ HERTEL, R. J. G. Aspectos interessantes da vegetação do Paraná. In: **História do Paraná**. 2.ed. Curitiba: Grafipar, 1969. v.2.

2.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA

As florestas tropicais, mesmo ocupando apenas 7% da superfície da Terra, ainda sustentam mais da metade da vida do planeta (LAURANCE; BIERREGAARD JR., 1997). O Bioma Mata Atlântica, em suas diversas ecorregiões, é classificado por Myers *et al.* (2000) como um dos cinco “*hotspots*”, dentre os 25 identificados mundialmente (MITTERMEIER; MYERS; MITTERMEIER, 1999), a abranger uma das maiores riquezas biológicas de todo o mundo. Para Campos (2003), este fato se deve às diferentes características físicas e climáticas existentes no Brasil, que proporcionaram o desenvolvimento de diversificados ecossistemas com uma rica flora e fauna, e que insere o Brasil dentre os países megadiversos. Apresenta grandes variações no relevo, nos regimes pluviométricos e nos mosaicos de unidades fitogeográficas, as quais contribuem para a grande biodiversidade encontrada nesse hotspot (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SILVA; CASTELETTI, 2003). O Bioma Mata Atlântica está distribuído ao longo da costa atlântica do país (Figura 1), atingindo áreas da Argentina e do Paraguai nas regiões Sudeste e Sul.

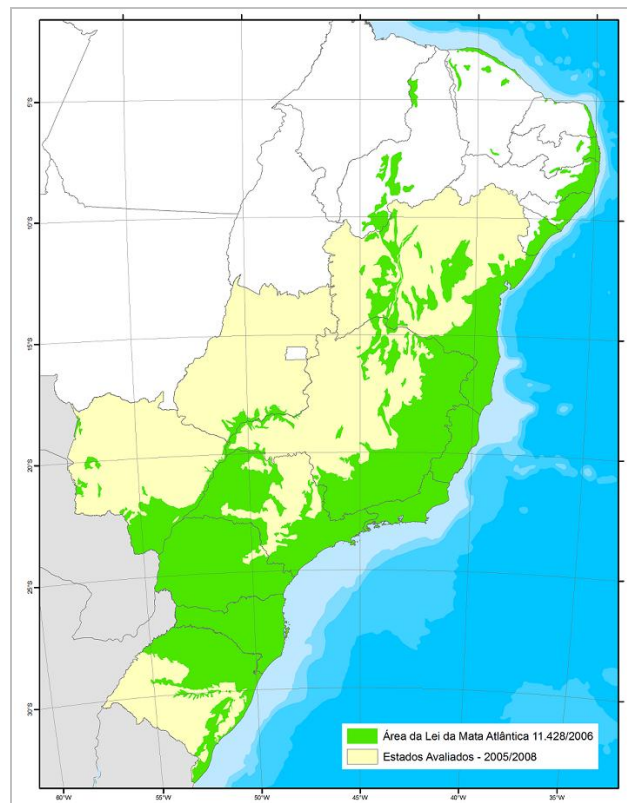


FIGURA 1 - REGIÃO DE OCORRÊNCIA DO BIOMA MATA ATLÂNTICA NO BRASIL
FONTE: IBGE (2008)

De acordo com o mapeamento realizado pelo IBGE (2008), o Bioma Mata Atlântica abrangia originalmente 1.315.460 km² no território brasileiro. Seus limites originais contemplam áreas em 17 Estados (PI, CE, RN, PE, PB, SE, AL, BA, ES, MG, GO, RJ, MS, SP, PR, SC e RS), o que corresponde a aproximadamente 15% do Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Por esta classificação, 19.667.485 h, correspondendo a 98% do território paranaense.

Estudos registraram no Bioma Mata Atlântica alguns dos maiores índices de riqueza de plantas arbóreas do mundo (THOMAS *et al.*, 1998). Assim, abriga inúmeras espécies globalmente importantes, em virtude do grau de ameaça que sofrem suas populações e por serem endêmicas ao bioma. Como ocorre em outras partes do mundo, tais características conferem a essas espécies um papel fundamental na conservação dos ecossistemas a que pertencem (VALLADARES-PADUA; MARTINS; RUDRAN, 2003).

O Bioma Mata Atlântica foi significativamente alterado por sucessivos impactos resultantes de diferentes ciclos de exploração, da concentração da população e dos maiores núcleos urbanos e industriais, que levaram a uma drástica redução na cobertura vegetal natural, que resultou em paisagens, hoje, fortemente dominadas pelo homem (CÂMARA, 2003; HIROTA, 2003; MITTERMEIER *et al.*, 2004).

Apesar da perda expressiva de habitat no Brasil, este bioma ainda abriga uma parcela significativa da diversidade biológica, com altíssimos níveis de endemismo. As estimativas indicam que o bioma possui aproximadamente 2.300 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas vasculares (33 a 36% das existentes no Brasil) (MMA, 2005). Estima-se que aproximadamente 740 espécies de vertebrados e 8.000 espécies de plantas vasculares sejam endêmicas, o que representa, respectivamente, 32% e 40% do total de espécies desses grupos no bioma (MITTERMEIER *et al.*, 2003; FONSECA *et al.*, 2004a). O endemismo pode chegar a 53% para as espécies arbóreas e a 74% para as bromélias (FONSECA *et al.*, 2004a).

Embora os efeitos da degradação e da redução de ambientes naturais sejam de natureza variada e atinjam diferencialmente os seus componentes (genes, espécies, ecossistemas e processos ecológicos), a sua mensuração tem se provado extremamente difícil e complexa. Desse modo, o indicador mais frequentemente utilizado é o número

de espécies consideradas ameaçadas de extinção. A acentuada fragmentação florestal e o alto grau de endemismo no bioma contribuem com mais de 60% (383) das 633 espécies presentes na lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; PAGLIA, 2005). Das cinco espécies brasileiras consideradas extintas em tempos recentes, todas ocorriam no Bioma Mata Atlântica. Para os vertebrados terrestres, cerca de 8,5% de suas espécies e, aproximadamente 25%, uma em cada quatro de suas espécies endêmicas estão ameaçadas de extinção (PAGLIA, 2005).

Segundo Whitmore (1997), 1,2% das florestas tropicais é destruído ou degradado a cada ano. A rica biodiversidade que o Brasil abriga está em perigo eminente, pois a forma de ocupação e uso do solo empregada atualmente tem se mostrado antagônica e incompatível com as sensíveis e frágeis relações e inter-relações dos componentes físicos e bióticos do ecossistema (CAMPOS; COSTA-FILHO, 2006). Este processo apesar de inaceitável pode ser compreendido, pois na região de abrangência do Bioma Mata Atlântica viviam 61% da população brasileira, totalizando mais de 112 milhões de habitantes. Isto representa que na região existem 3.222 municípios, que correspondem a mais da metade (58%) de todos os municípios brasileiros (IBGE, 2007).

Assim, historicamente, desde a colonização do Brasil e seus diversos ciclos desenvolvimentistas, grande parte da cobertura original do Bioma Mata Atlântica foi dizimado e transformado em paisagens extremamente alteradas e antropizadas.

O Ministério do Meio Ambiente realizou o mapeamento para o bioma - projeto PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira), com base em imagens Landsat, obtidas principalmente no ano de 2002. O total encontrado de cobertura vegetal nativa para o bioma foi de 26,97%, dos quais 21,80% são compostos por diferentes fisionomias florestais (MMA, 2007).

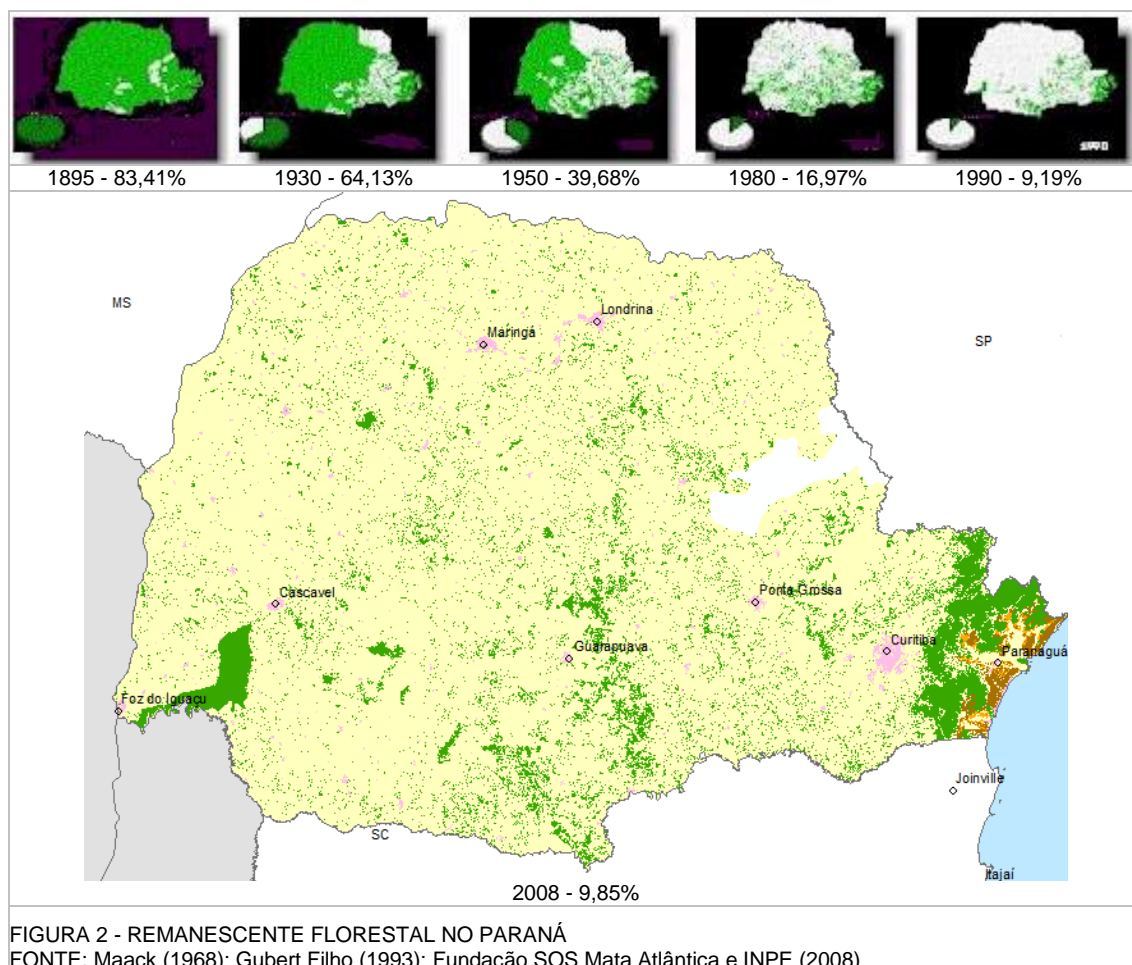
A ONG SOS Mata Atlântica, em convênio com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), vem realizando periodicamente um programa de monitoramento da cobertura florestal (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 1998 e 2001). Com a última atualização, de maio de 2008, foi publicado o *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica* (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008), que apontou que o processo de fragmentação florestal do bioma é extremamente crítico. O levantamento considerou todos os fragmentos acima de 3 hectares e, para o Paraná,

resultou em 232.939 polígonos florestais em estágio médio e avançado de regeneração, que totalizam 147.018 km², ou seja, 11,41% de cobertura vegetal nativa (Figura 2). Mais de 22 mil polígonos são menores do que 5 hectares.

Observa-se que os resultados encontrados pelo estudo do PROBIO-MMA em 2002, diferiram dos números apresentados no Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008). Para o MMA, a cobertura vegetal nativa para o bioma foi de 26,97%, enquanto pelo Atlas da Mata Atlântica 2008, este percentual não passaria de 11,41%. Entretanto, comparações entre estes trabalhos devem ser tomadas com cautela, considerando que: a) há diferenças quanto aos limites do bioma adotados nos dois trabalhos; b) as escalas de mapeamento são de ordem diferente (1:250.000 – PROBIO-MMA enquanto que 1:50.000 – Atlas SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008), além de outras diferenças metodológicas importantes.

Mesmo com estas divergências, os dados reforçam a importância dos esforços na restauração florestal e a interligação entre os remanescentes de florestas nativas para garantir a proteção da biodiversidade deste bioma. Mesmo reduzida a apenas 11,41% (16.377.472 ha) de sua área original, estes ambientes ainda abrigam cerca de 8 mil espécies endêmicas, além de muitos animais e plantas ameaçados de extinção no Brasil.

Conforme o estudo, os desflorestamentos no período 2005-2008 totalizaram 102.938 hectares em 10.607 polígonos nos 10 estados avaliados, mantendo a média anual de 34.121 hectares de desflorestamento/ano, bem próxima da média anual identificada no período de 2000-2005, que foi de 34.965 hectares de desflorestamento/ano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008). Os estados brasileiros com maiores áreas desmatadas foram Minas Gerais, Santa Catarina, Bahia, seguido do Paraná, que, ao longo de um processo histórico de colonização, acumulou taxas de desmatamento restando 9,85% da cobertura florestal original (Figura 2).



No Paraná, onde 97,36% do território são considerados de domínio do Bioma Mata Atlântica, o estudo identificou entre 2005 e 2008 um decréscimo de 9.978 ha (Tabela 1) apontado para uma cobertura florestal de 1.937.663 (9,85%) em 2008, considerando os remanescentes florestais localizados em fragmentos maiores que 3 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008).

TABELA 1 - TAXA DE DESFLORESTAMENTO NO PARANÁ NO PERÍODO DE 2005 A 2008

CLASSES	ÁREA					
	2005		2008		Desflorestamento	
	ha	% ⁽¹⁾	ha	% ⁽¹⁾	ha	% ⁽²⁾
Floresta	1.947.642	9,90	1.937.663	9,85	9.978	0,51
Restinga	100.624	0,51	100.514	0,51	109 0	0,11
Mangue	33.507	0,17	33.507	0,17	-	-

FONTE: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2008)

(1) Em relação à área do Bioma Mata Atlântica no Paraná.

(2) Em relação aos remanescentes florestais de 2005.

Em 2009, o estudo coordenado por Ribeiro *et al.* (2009) publicado em uma edição especial da revista *Biological Conservation* dedicada ao bioma Mata Atlântica constatou uma cobertura florestal entre 11,4% e 16%.

Os dados do Atlas da Mata Atlântica não diferenciam as regiões fitogeográfica por bioma, mas para Ribeiro *et al.* (2009) a atual cobertura florestal da Floresta Ombrófila Mista (FOM) no Brasil é de 3.202.134 ha (12,6%). Isto confirma a afirmação, já apontada por vários autores, de que esta formação vegetacional é considerada uma das mais ameaçadas da América Latina (DINERSTEIN *et al.*, 1995), tendo sido possivelmente a mais intensamente explorada do Brasil (MAACK, 1968; BRITEZ *et al.*, 2000).

Apesar dos divergentes valores dos remanescentes florestais apresentados por estes estudos, em função das metodologias adotadas, estes foram muito semelhantes e indicam a gravidade e anecessidade de ações para deter o desflorestamento e recuperar estes ambientes.

2.2 FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

A diversidade bioilógica está relacionada principalmente com os fatores climáticos, edáficos, geomorfológicos e altimétricos. A vegetação natural retrata esta interação dos fatores ambientais, podendo até mesmo ser considerada como um indicador para os mesmos. A evolução da vegetação decorreu de todo processo evolutivo do planeta, a exemplo de movimentação dos continentes (derivas continentais, especialmente o evento Pan Brasileiro), dos períodos glaciais e interglaciais e suas consequências como progressão e regressão do nível do mar, de períodos de seca e de erupções vulcânicas (derrame de basalto). Enfim, muitos fatores são responsáveis pela grande variação dos tipos de vegetação.

Segundo suas características climáticas, o Paraná apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de vegetação do tipo floresta, o que é determinado principalmente pela uniformidade na distribuição pluviométrica no decorrer do ano (ausência de uma estação seca claramente definida).

As formações campestres naturais, como os Campos de Guarapuava, de Palmas e do segundo planalto paranaense, são vistas pela maioria dos autores (MAACK, 1968; LEITE; KLEIN, 1990) como relictos de um clima de caráter temperado, semiárido até semiúmido, com períodos acentuados de seca. A expansão das florestas sobre os campos seria uma consequência do processo denominado tropicalização do clima, ou seja, a mudança de um clima mais frio e seco para outro mais quente e úmido.

Cerca de 83% da superfície original do Estado do Paraná, segundo Maack (1968) era ocupada por florestas, os demais 17% eram formados por formações campestres (campos limpos e campos cerrados), restingas litorâneas, manguezais e várzeas.

A partir da década de 70 no Brasil, a utilização das técnicas de sensoriamento remoto (imagens de radar e de satélite, fotografias aéreas, imagens de vídeo, dentre outras) revolucionou os levantamentos sobre cobertura vegetal (RODERJAN; KUNIYOSHI; GALVÃO, 1993). No projeto RADAMBRASIL, que teve como objetivo fazer levantamento dos recursos naturais do país, Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991) atualizaram e reenquadraram alguns conceitos sob o ponto de vista fitogeográfico para o Estado do Paraná, o que resultou na seguinte composição:

- a) Floresta Ombrófila Densa: situada na porção leste do Estado, definida praticamente em toda a sua extensão pela barreira geográfica natural da Serra do Mar;
- b) Floresta Ombrófila Mista: situada na porção oeste da Serra do Mar, ocupando as porções planálticas do Estado em média entre 500 a 1200m s.n.m., sem influência direta do oceano;
- c) Floresta Estacional Semidecidual: este tipo de floresta está presente nas regiões Norte e Oeste do Estado e nos vales dos rios formadores da bacia do rio Paraná, abaixo de 500m s.n.m. A flora está condicionada a um período com baixa precipitação pluviométrica, quando 20 a 50% das árvores do dossel perdem suas folhas;
- d) Estepes (campos): geralmente localizados nas porções mais elevadas dos três planaltos paranaenses;
- e) Savanas (cerrados): estão localizadas nas regiões Norte e Nordeste, ocupando 0,34%;
- f) Restingas, manguezais, várzeas, campos de altitude e vegetação das rochas: essas vegetações estão distribuídas esparsamente em função de condicionantes ambientais e edáficas (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA,1991; IBGE, 1992).

Vale ser destacado que, apesar das dificuldades e dos recursos técnicos limitados da época, em 1950 Reinhard Maack delineou o mapa fitogeográfico do Estado do Paraná. Um aprimoramento deste mapeamento foi feito por Roderjan; Kuniyoshi; Galvão (1993) apresentados na Tabela2 e Figura 3.

TABELA 2 - ABRANGÊNCIA DAS REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	ÁREA ORIGINAL	
	ha	%
Floresta Ombrófila Densa	1.101.458,77	5,51
Floresta Ombrófila Mista	7.710.980,42	38,58
Floresta Estacional Semidecidual	9.133.037,00	45,70
Campos	1.971.334,65	9,86
Cerrados	68.533,06	0,34
Área Total	19.985.343,90	100,00

FONTE: Maack (1968) adaptado por Roderjan, Kuniyoshi e Galvão (1993), Maack (1968)

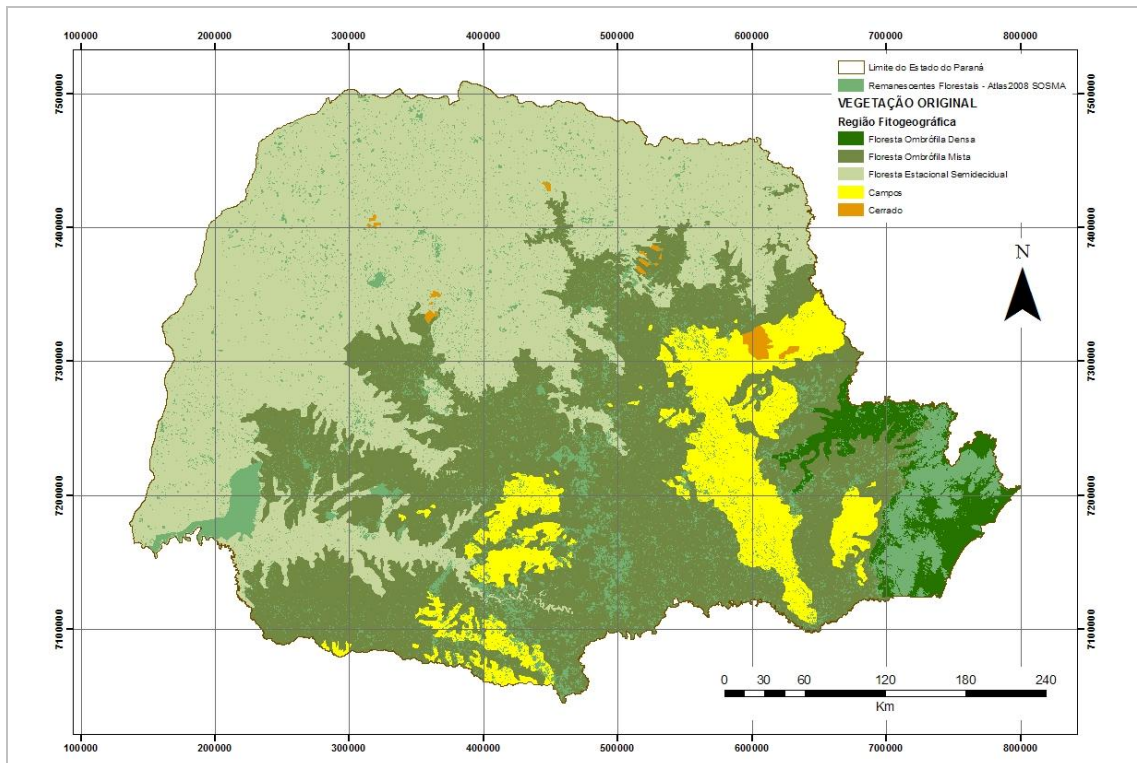


FIGURA 3 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ E REMANESCENTES FLORESTAIS

FONTE: Adaptado de Maack (1950), modificado por Roderjan *et al.* (2002) e Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2008)

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) ocorre de forma contínua, principalmente nos três estados do sul do Brasil e é no Estado do Paraná que se encontra a maior extensão desta formação. Segundo Carvalho (1994), a Floresta Ombrófila Mista brasileira originalmente cobria cerca de 200.000 km², ocorrendo no Paraná (40% de sua superfície), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%) e em manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), internando-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%).

Encontra-se predominantemente entre 800 e 1200 m s.n.m., podendo eventualmente ocorrer acima desses limites (RODERJAN *et al.*, 2002). No Paraná, a FOM distribui-se sobre os três planaltos, em altitudes entre 500 m e 1200 m, alternando-se com áreas de Estepe Gramíneo-lenhosa ou Campos, ora como extensas e contínuas áreas florestadas, ora em capões ou "ilhas de vegetação arbórea".

Segundo Castella e Britez (2004), a área de distribuição da Floresta Ombrófila Mista no Paraná está delimitada ao leste pela Serra do Mar e a região do vale do rio Ribeira, onde se encontra a Floresta Ombrófila Densa. Já ao Norte e Oeste,

entremeada pelas Estepes (campos naturais) e Savanas (cerrados), limita-se com a Floresta Estacional Semidecidual, principalmente no norte do Paraná, onde a vegetação é constituída por espécies caducifólias, com a ocorrência eventual de manchas de *Araucaria angustifolia*.

2.2.1 Características da Floresta Ombrófila Mista Original

A Floresta Ombrófila Mista constitui uma formação fitogeográfica especial do Bioma Mata Atlântica, cujo desenvolvimento se relaciona à altitude, acima dos 500m, ocupando uma zona caracteristicamente subtropical em áreas elevadas do Planalto Meridional Brasileiro (AB'SABER, 1977; MAACK, 1968). A designação dos termos "*Ombrófila*" relaciona-se com a disponibilidade hídrica e "*Mista*" com a mistura de duas floras pretéritas de diferente origens, coexistindo espécies da flora tropical (afro-brasileira) com espécies da flora temperada (austro-brasileira) com elementos Laurales e Coniferales, onde domina *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), espécie gregária de alto valor econômico e paisagístico (IBGE, 1992²; LEITE, 1994³, citados por RODERJAN *et al.*, 2002).

A FOM pode ocorrer associada aos campos gerais, relictos de um antigo clima semiárido do Pleistoceno, constituindo a formação mais antiga e primária do sul do Brasil (MAACK, 1968). Ainda para o autor, tal fitofisionomia foi ocupada pelas matas de galeria, capões de nascentes e matas de encosta das escarpas durante um clima constantemente úmido do Quaternário Recente, dando à paisagem sul brasileira uma conotação de mosaico caracterizada como área de contato entre os diferentes biomas da América do Sul.

² INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p. (Série Manuais técnicos em geociências, n.1)

³ LEITE, P. F. **As diferentes unidades fitoecológicas da Região Sul do Brasil**: proposta de classificação. 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

Roderjan *et al.* (2002) citam Leite (1994), que constatou que a flora arbórea desta unidade é superior a 350 espécies, sendo que, só para o Estado do Paraná, estima-se que esse número seja superior a 200 espécies, com um endemismo em torno de 40%.

A Floresta Ombrófila Mista pode ser dividida em quatro formações distintas, de acordo com critérios altitudinais e fisionômicos, descritas a seguir:

2.2.1.1 Floresta Ombrófila Mista Aluvial

Acompanhando as planícies sedimentares recentes, esta formação está dispersa em diferentes altitudes em áreas sujeitas a inundações periódicas. Caracteriza-se estruturalmente por elevada densidade de indivíduos de médio e pequeno porte, com o dossel variando entre 10 e 20 metros de altura.

Segundo Roderjan, Kuniyoshi e Galvão (1993), estas formações podem apresentar diferentes graus de desenvolvimento, desde comunidades simplificadas pelo grau de hidromorfia dos solos (Neossolos Flúvicos e Gleissolos), onde *Sebastiania commersoniana* (Euphorbiaceae) é a espécie mais característica, até associações mais complexas, em que *Araucaria angustifolia* tem participação expressiva na fisionomia, condicionada a solos sem elevado grau de hidromorfia. Nestas formações podem estar associadas espécies como *Erythrina falcata* (corticeira), *Vitex megapotamica* (tarumã), *Schinus terebinthifolius* (aroeira), *Allophylus edulis* (vacum), *Blepharocalyx salicifolius* (murta) e *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), entre outras (PARANÁ, 2002).

2.2.1.2 Floresta Ombrófila Mista Submontana

Segundo o sistema de Classificação da Vegetação Brasileira do IBGE (1992), esta formação tem seus limites altitudinais entre 50 e aproximadamente 400 metros. No Paraná, a Floresta Ombrófila Mista Submontana ocorre em poucos locais na região Oeste, principalmente na bacia do rio Iguaçu.

Conforme Leite (1994), em altitudes menores que 500 metros, observa-se que as espécies ocorrentes conjuntamente com a araucária são características das formações vizinhas (Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual), podendo estas áreas serem classificadas como "Áreas de Tensão Ecológica", ou de transição entre essas regiões fitoecológicas. Nestas condições, a Floresta Ombrófila Mista passa a ser representada apenas por indivíduos remanescentes de *Araucaria angustifolia* e de outras poucas espécies características desta tipologia (PARANÁ, 2002).

2.2.1.3 Floresta Ombrófila Mista Montana

Esta formação ocupa as regiões planálticas do Paraná, entre 400 e 1.000 metros de altitude. A Floresta Ombrófila Mista Montana apresenta o dossel emergente fortemente caracterizado pela espécie *Araucaria angustifolia*, cujos indivíduos alcançam, em média, 25 metros de altura. O dossel contínuo varia em torno de 20 metros de altura, sendo que neste destacam-se espécies como *Ocotea porosa* (imbuia), *Nectandra lanceolata* (canela-amarela), *Cryptocarya aschersoniana* (canela-fogo), *Cupania vernalis* (cuvatã), *Matayba elaeagnoides* (miguel-pintado), *Podocarpus lambertii* (pinheiro-bravo), *Capsicodendron dinisii* (pimenteira), *Sloanea lasiocoma* (sapopema), *Ilex paraguariensis* (erva-mate), *Campomanesia xanthocarpa* (guabiroba) e diversas outras espécies, notadamente das famílias Myrtaceae e Aquifoliaceae (RODERJAN; KUNIYOSHI; GALVÃO, 1993; PARANÁ, 2002).

2.2.1.4 Floresta Ombrófila Mista AltoMontana

No Estado do Paraná, acima de 1200m s.n.m, ocupando uma superfície pouco expressiva, encontram-se as formações alto-montanas. O clima é o mais rigoroso da região com os maiores índices de geadas noturnas, ausência de período seco e temperatura média inferior a 15 °C. O período quente anual geralmente é curto ou

ausente com temperatura média menor ou igual a 20 °C (IBGE, 1992). Conforme Roderjan (1994), são formações fisionomicamente similares às montanhas, no entanto, possuem menor diversidade florística em função do rigor climático. Em alguns casos específicos, devido a condicionantes edáficas, podem ocorrer comunidades com alturas de dossel inferiores às encontradas na formação "Montana", sem, no entanto, haver diferenças florísticas. Desta forma, pode-se citar como espécies características, *Araucaria angustifolia* (pinheiro-do-Paraná), *Podocarpus lambertii* (pinheiro-bravo), *Drymys brasiliensis* (casca-d'anta) e *Cedrela fissilis* (cedro), entre outras (PARANÁ, 2002).

2.2.2 A Fragmentação da Floresta Ombrófila Mista no Paraná

A relativa abundância de recursos florestais da Floresta com Araucária fez com que as atividades extrativistas exercessem uma pressão acentuada sobre os remanescentes de florestas, causando grandes impactos, como o desaparecimento de pinheirais associados a uma rica flora e fauna e a fragmentação de habitats, ou seja, a transformação de ambientes naturais contínuos em mosaicos compostos por manchas isoladas de sua área original.

Ao longo do processo histórico de ocupação do Paraná, assistiu-se a uma rápida eliminação de sua cobertura florestal, produto dos ciclos econômicos, particularmente o da exploração da madeira, o do café e, mais recentemente, o da soja (SONDA, 1996), além dos reflorestamentos de exóticas, pressão urbana e ocupação de terras por movimento sociais. Assim, os poucos remanescentes desta formação estão em um franco processo de desaparecimento, e o que resta, encontra-se bastante fragmentado (CASTELLA; BRITEZ, 2004). A pressão exercida traz como consequência a perda e redução de habitat além do isolamento de populações de espécies selvagens, dificultando o fluxo gênico, podendo causar a extinção de espécies, bem como outras consequências negativas, como o distúrbio do regime dos rios das bacias hidrográficas.

O último levantamento da cobertura florestal realizado especificamente para a FOM no Paraná foi o PROBIO Araucária, cujos resultados demonstraram uma

cobertura florestal de apenas 0,8% da área total em estágio avançado de regeneração, 14,47% em estágio médio e 14,04 em estágio inicial (CASTELLA; BRITEZ, 2004). Assim, muitos fragmentos de floresta acham-se total ou parcialmente descaracterizados por incêndios, vendavais, invasão de cipós e taquaras, invasão de espécies exóticas, pastoreio, efeito de borda e corte seletivo de árvores, entre outras causas, tendo ocorrido perda de qualidade de ambientes (PARANÁ, 2006).

Como consequência de todo processo de ocupação desordenada do Paraná, ocorreu um processo de fragmentação dos ecossistemas naturais e sua insularização. Conforme Campos (1997), esses aspectos aliados à grande ocorrência de incêndios florestais e extração de espécies vegetais de importância econômica, implantação de projetos agropecuários em áreas frágeis, drenagem de áreas úmidas e outros, é refletido em perdas de espécies da fauna e da flora. Estima-se que, a partir de um número aproximado de 7.000 espécies vegetais ocorrentes no Estado, cerca de 70% (5.000) têm hoje seus ambientes depauperados a ponto de colocar em risco os processos de interação e interdependência dos ecossistemas. A *Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná* relaciona 593 dessas espécies, consideradas em situação crítica (PARANÁ, 1995) e a *Lista Vermelha de Animais Ameaçados de Extinção do Estado do Paraná* aponta 21 espécies de mamíferos, 117 espécies de aves, 12 de répteis e 17 de borboletas nesta condição (MIKICH; BERNILS, 2004).

São vários os estudos que indicam a FOM como região criticamente ameaçada e de alto grau de prioridade para conservação. Conforme citado por Pinto *et al.* (2006), para Müller⁴ (1973) a região Centro Sul pode ser considerada como Centro de Dispersão Paranaense ("Parana Centre"), assim definida tanto com base na distribuição da araucária, como por espécies de vertebrados, algumas das quais consideradas endêmicas das formações campestres localizadas acima de 800 m.

Segundo Dinerstein *et al.* (1995), em estudo realizado na América Latina e Caribe, a Floresta com Araucária foi indicada como em estado crítico em termos de conservação ambiental e apresentou pontuação máxima neste item. O *Biodiversity*

⁴ MÜLLER, P. Dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical. **Biogeographica**, v.2, p.1-244, 1973.

*Support Program*⁵ (REGIONAL ANALYSIS..., 1995) realizou um estudo similar e também considerou a floresta com araucária em estado crítico em relação à sua conservação. Embora os dois estudos tenham utilizados critérios diferentes para avaliar as prioridades de conservação, ambos a consideraram como de máxima prioridade para ações de conservação (BITTENCOURT, 2007).

A araucária é uma das espécies altamente afetadas pela fragmentação. Em estudo publicado recentemente, Lopes *et al.* (2009) apontam o que vários autores têm documentado, ressaltando padrões de erosão da biodiversidade no nível da paisagem local, com a extirpação de espécies arbóreas, em particular alguns grupos funcionais: as espécies de sementes grandes (SANTOS *et al.*, 2008⁶), as grandes árvores do dossel (LAURANCE *et al.*, 2000⁷), tolerantes à sombra (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999⁸) e, espécies polinizadas por especialistas vetores de pólen, como os mamíferos (GIRÃO *et al.*, 2007⁹; SODHI *et al.*, 2008¹⁰); dispersadas por meio de frugívoros de grande porte (CORDEIRO; HOWE, 2001¹¹; MELO; DIRZO; TABARELLI., 2006¹², TERBORGH; NUÑEZ-ITURRI, 2006¹³).

-
- ⁵ REGIONAL analysis of geographic priorities for biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean. Washington, DC: Biodiversity Support Program, 1995. 140p. Disponível em: <http://www.worldwildlife.org/bsp/publications/lac/regional_analysis/regional.html>. Acesso em: 10 abr. 2009.
- ⁶ SANTOS, B. S.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.141, p.249-260, 2008.
- ⁷ LAURANCE, W. F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v.404, p.836, 2000.
- ⁸ TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, p.119-127, 1999.
- ⁹ GIRÃO, L. C.; LOPES, A. V.; TABARELLI, M.; BRUNA, E. M. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One**, v.2, p.e908, 2007.
- ¹⁰ SODHI, N. S.; KOH, L. P.; PEH, K. S.-H.; TAN, H. T. W.; CHAZDON, R. L.; CORLETT, R. T.; LEE, T. M.; COLWELL, R. K.; BROOK, B. W.; SEKERCIOGLU, C. H.; BRADSHAW, C. J. A. Correlates of extinction proneness in tropical angiosperms. **Diversity and Distributions**, v.14, p.1-10, 2008.
- ¹¹ CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v.15, p.1733-1741, 2001.
- ¹² MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.132, p.50-60, 2006.

Assim, torna-se evidente que as espécies da FOM com estas características, em especial a araucária, sofrem grande impacto no processo de fragmentação de habitat. Mesmo com a falta de estudos que apresentem as perdas genéticas destas espécies, pode-se concluir que realmente estratégias para conservar áreas núcleo de biodiversidade na FOM devem ser urgentemente executadas.

2.3 CONTEXTO ATUAL DAS ÁREAS PROTEGIDAS NO PARANÁ

As áreas protegidas são um meio essencial para conservar a biodiversidade, sendo manejadas de acordo com objetivos que vão desde a preservação estrita da natureza, até a utilização direta dos recursos nelas existentes (IUCN/UNEP/WRI, 1992). Todavia, as unidades de conservação do estado do Paraná estão longe de cumprir seu papel como sistema e até dos objetivos para os quais foram criadas (TOSSULINO; MUCHAILH; CAMPOS, 2004). Atualmente as áreas de Proteção Integral no Paraná (federais e estaduais) somam apenas 2,41% da área originalmente com cobertura florestal (Tabela 3). Além disso, não estão integradas às suas zonas de amortecimento para evitar seu isolamento genético e os efeitos de borda. Portanto, as estratégias a serem adotadas, além de garantir a conservação da biodiversidade *in situ*, devem permitir ainda que o fator isolamento possa ser vencido.

A situação de ameaça aos recursos da FOM é agravada por sua insuficiente representação em unidades de conservação, sejam federais ou estaduais. Em 2001 o relatório do PROBIO (FUPEF, 2001) apontava que apenas 190.627,31 ha da Floresta Ombrófila Mista eram considerados áreas protegidas, dos quais irrisórios 0,09% eram constituídos por Unidades de Conservação de Proteção Integral. Atualmente este panorama pouco foi alterado. As 17 Unidades de proteção integral (estaduais e federais) que compõem o Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC)

¹³ TERBORGH, J.; NUÑEZ-ITURRI, G. Dispersal-free tropical forests await an unhappy fate. In: LAURANCE, W. F.; PERES, C. A. (Eds.). **Emerging Threats to Tropical Forests**. Chicago: The University of Chicago Press, 2006. p.241-252.

abrangem 63.697,36 ha, o que corresponde a 1,1% da área de ocorrência da FOM no Estado e apenas 0,31% do Paraná (Tabela 3).

TABELA 3 – UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PÚBLICAS ESTADUAIS E FEDERAIS DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO PARANÁ (2010)

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	N.º UCS	ÁREA (ha)	% URF ⁽¹⁾	% PR ⁽²⁾
Floresta Ombrófila Densa	13	112.746,05	11,85	0,56
Floresta Ombrófila Mista	17	63.697,36	1,1	0,31
Floresta Estacional Semidecidual	19	297.008,83	2,63	1,48
Estepes e Savanas (Campos e Cerrados)	6	9.191,68	0,46	0,04
TOTAL	55	482.643,92		2,41

FONTE: Base IAP (2010); Maack (1968)

(1) Em relação à Região Fitogeográfica em que está inserida a Unidade.

(2) Área total do Paraná - 20.033.295,21ha

As Unidades de Uso Sustentável tem tido baixa efetividade e eficiência na proteção dos recursos naturais, haja visto a atuação antrópica sobre as mesmas. Caso fosse realmente foco de ações, teriam potencial para resultados mais representativos de efetividade considerando que compreendem 264.852,41 ha, que representa 4,55% da área originalmente coberta pela FOM (Tabela 4).

TABELA 4 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PÚBLICAS ESTADUAIS E FEDERAIS DE USO SUSTENTÁVEL

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	UCs	ÁREA	
		ha	%URF ⁽¹⁾
Floresta Ombrófila Densa	5	749.943,00	78,84
Floresta Ombrófila Mista	13	264.852,41	4,55
Floresta Estacional Semidecidual	3	897.626,43	7,96
Campos e Cerrados	2	392.638,99	19,69
TOTAL	23	2.305.060,83	100,00

FONTE: Base IAP (2010); Maack (1968)

(1) Em relação à Região Fitogeográfica em que está inserida a Unidade.

Além disto, todo o Sistema Estadual de Unidades de Conservação necessita ser revisto, ampliado e implementado de maneira mais efetiva. Para Campos e Costa-Filho (2006), muito embora detentor de quatro grandes Parques Nacionais e de diversas unidades de conservação estaduais, não há ainda no Paraná um sistema estadual de áreas protegidas que permita a manutenção de fluxos gênicos entre as populações das diversas espécies que vivem nas unidades individuais. Os dados atuais corroboram esta afirmação. As unidades federais e estaduais representam 13,91%. Mas considerando aquelas que realmente cumprem o papel de proteção integral, somente estão representadas por 482.643,92 ha, correspondendo a ínfimos

2,41% da área do Estado (Tabelas 3 e 5, Figura 4). Além disto, destaca-se a baixa representatividade das UCs na FOM, com apenas 1,64 do Paraná.

TABELA 5 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO ESTADUAIS E FEDERAIS DE PROTEÇÃO INTEGRAL E USO SUSTENTÁVEL NO PARANÁ

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	ÁREA (ha)	% URF	% PR
Floresta Ombrófila Densa	862.689,05	90,70	4,31
Floresta Ombrófila Mista	328.549,77	5,65	1,64
Floresta Estacional Semidecidual	1.194.635,26	10,60	5,96
Estepes e Savanas (Campos e Cerrados)	401.830,67	20,15	2,01
TOTAL	2.787.704,75	-	13,95

FONTE: Base IAP (2010); Maack (1968)

Vale ainda destacar que uma importante Unidade de Conservação criada em 1997, o Parque Estadual da Araucária com cerca de 1000 ha (municípios de Bituruna e General Carneiro) não está sendo gerido como área protegida estadual. Cabe assim ao poder público estadual resolver as pendências legais e instituir este parque, que mesmo não possuindo sua configuração florestal integralmente inalterada, constitui um importante remanescente de FOM, sendo apontado por estudo técnicos como um ambiente de grande relevância para a fauna silvestre característica desta região (VIDOLIN, 2009).

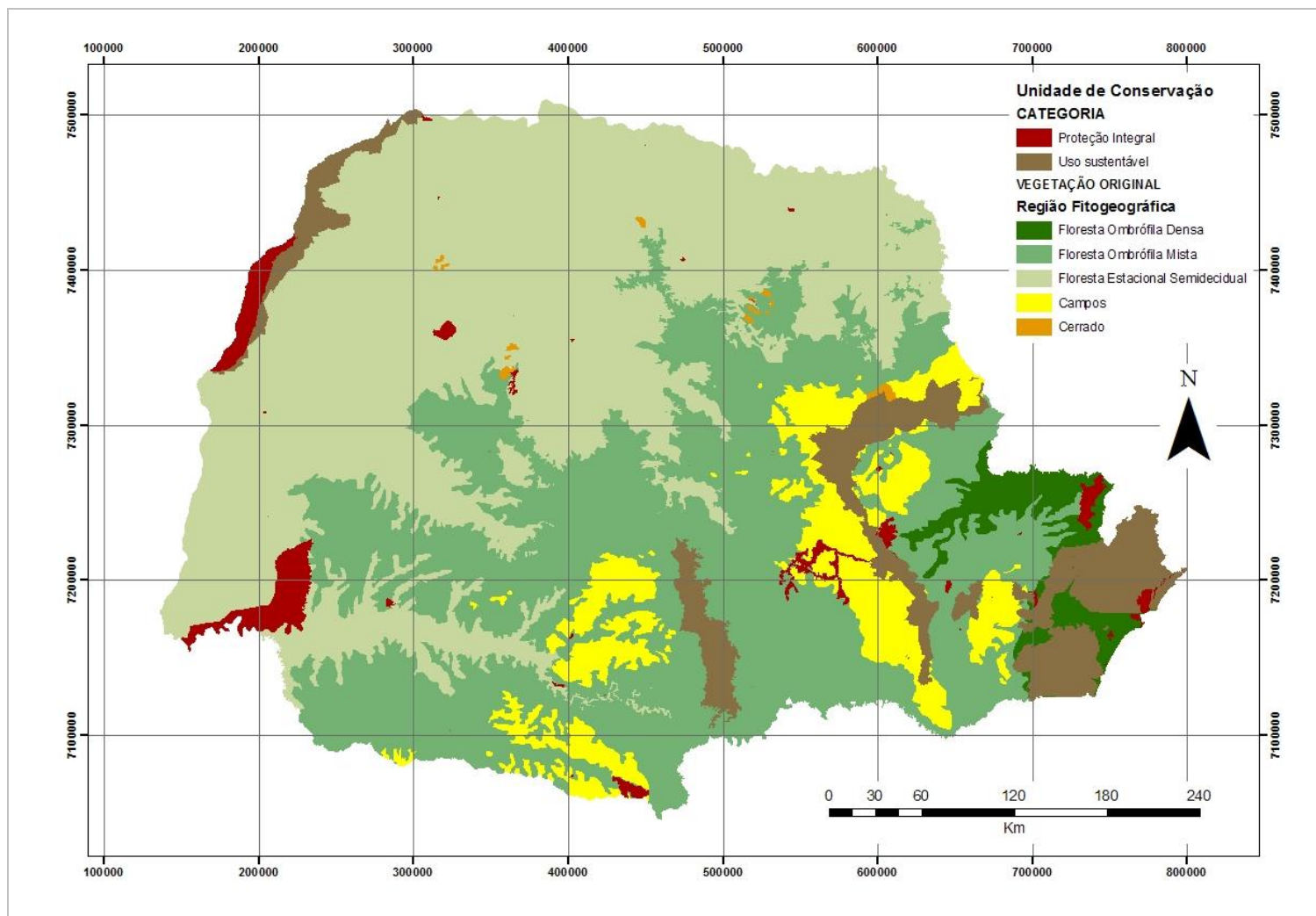


FIGURA 4 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E REGIÕES FITOGEográfICAS NO PARANÁ

FONTE: Base IAP (2010); Maack (1968), modificado por Roderjan *et al.*, (2002)

2.4 ESTUDO DE PAISAGENS FRAGMENTADAS COMO ESTRATÉGIA PARA GESTÃO AMBIENTAL

A ecologia da paisagem é uma ciência que vem despertando interesse em muitos cientistas por procurar refletir os aspectos multifuncionais da paisagem através de análises multitemporais, por meio da agregação de aspectos da estrutura dos ambientes aliados às teorias e princípios da ecologia.

Por outro lado, para Hobbs (1997), muito pouca utilização prática tem sido efetivada, e deveria ser dado maior ênfase à aplicação dos conceitos e teorias da ecologia da paisagem no mundo real. Este aspecto pode ser atribuído a que, para realização destes estudos, há necessidade de avaliações de equipes multidisciplinares com conhecimentos em várias áreas desde o geoprocessamento de imagens de satélite, pedologia, ciências florestais até teorias e princípios de ecologia, dinâmicas populacionais, dispersão de espécies, efeito de borda, entre outros.

Conforme citado por Martins *et al.* (2004), uma síntese das duas principais publicações sobre este tema realizada por Antrop¹⁴ (2001), revelou que a maioria dos estudos está situado no hemisfério Norte, refletindo que na América Latina existem poucas equipes multidisciplinares necessárias para a realização desta tarefa. Considerando estes aspectos, pode-se concluir que no Brasil esta ciência ainda necessita ser alavancada.

A importância da multifuncionalidade da paisagem é cada vez mais reconhecida como um elemento fundamental para planos de conservação e restauração ambiental (MUCHAILH, 2006; BITTENCOURT, 2007). Este fato ressalta a importância de estudos e análises da paisagem. Para Accacio (2004), esta importância se dá porque esta ciência aborda, de forma integrada, os estudos da funcionalidade ecológica e a análise espacial geográfica onde as teorias da Biogeografia de Ilhas, Metapopulações e Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia fornecem as bases teóricas para explicar interações ecológicas espaço-temporais (ACCACIO, 2004). Conforme Forman (1995), o desenho de paisagens e regiões sustentáveis é

¹⁴ ANTROP, M. The language of landscape ecologists and planners: comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. **Landscape Urban Planning**, Amsterdam, v.55, p.163-173, 2001.

fundamental para manter tanto a integridade ecológica, como as necessidades humanas básicas por gerações.

2.4.1 Fragmentação de habitats

Dentre os aspectos da ecologia da paisagem, a fragmentação de habitat e suas consequências na matriz, com certeza é o aspecto de maior relevância a ser abordado em paisagens fragmentadas. A redução de áreas ocupadas por vegetação nativa tem levado a taxas alarmantes de perda de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos (MYERS *et al.*, 2000). Para Laurance e Bierregaard (1997), o ritmo acelerado de destruição é responsável por uma série de efeitos deletéreos: erosão massiva do solo; assoreamento dos corpos d'água; desestabilização de vertentes; perda de usos sustentados de recursos florestais; ameaças a povos indígenas; descarga em grande escala de dióxido de carbono e outros gases resultantes da queima ou decomposição da floresta, aumentando o efeito estufa; e a ameaça sem precedentes à diversidade biológica.

Tabarelli e Gascon (2005) ressaltam alguns dos mais sérios efeitos da perda de habitat durante o processo de fragmentação:

Primeiro, espera-se que a perda de habitat durante o processo de fragmentação reduza drasticamente o tamanho das populações de espécies raras (BIERREGAARD *et al.*, 2001¹⁵). As populações remanescentes, restritas a poucos fragmentos, podem enfrentar declínios adicionais devido às elevadas taxas de mortalidade dos adultos, efeito de borda (LAURANCE *et al.*, 2000¹⁶), extração de madeira (VERÍSSIMO *et al.*, 1995¹⁷), competição com

¹⁵ BIERREGAARD JR., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. New Haven, EUA: Yale University Press, BROWN JR., K. S.; HUTCHINGS, R. W. 1997.

¹⁶ LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v.404, p.836, 2000.

¹⁷ VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; TARIFA, R.; UHL, C. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. **Forest Ecology and Management**, v.72, p.39-60, 1995.

espécies de plantas exóticas e invasoras (TABARELLI *et al.*, 1999¹⁸) e incêndios florestais (COCHRANE *et al.*, 1999¹⁹) (i.e., causados por fogo originado em áreas de pastagens e de agricultura de subsistência ou comercial na matriz circundante [HOLDSWORTH & UHL, 1997²⁰; GASCON *et al.*, 2000²¹]).

As consequências iniciais e imediatas ao processo de fragmentação geralmente, ocorrem em conjunto: (1) uma perda da área do hábitat na região; (2) um decréscimo no tamanho dos fragmentos; (3) um aumento da distância entre os fragmentos; (4) um aumento na resistência ao movimento dos organismos entre fragmentos por perda de elementos de conexão (OPDAM *et al.*, 1993, WIENS, 1994). No momento da fragmentação algumas espécies são imediatamente perdidas simplesmente por não estarem presentes nas áreas deixadas com remanescentes. Ocorre uma redução imediata no tamanho das populações, onde são mais afetadas aquelas espécies que têm uma densidade populacional baixa. As espécies que têm um grande raio de ação ou são territoriais são também imediatamente afetadas pela fragmentação por não encontrarem o espaço necessário a sua sobrevivência (BIERREGAARD *et al.*, 1992).

Com o avanço no tempo, a fragmentação dos habitats pode também exterminar gradualmente espécies cujos indivíduos não têm uma "População Mínima Viável", pois a capacidade de suporte da área está abaixo deste mínimo, e a probabilidade de sobrevivência desta população em longo prazo é mínima. Certos grupos de organismos são particularmente vulneráveis à fragmentação enquanto outros persistem ainda quando a taxa de perda e fragmentação da habitat natural são grandes (gramíneas), provavelmente devido ao fato de que as diferentes

¹⁸ TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, p.119-127, 1999.

¹⁹ COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; SOUZA JR., C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, v.284, p.1832-1835, 1999.

²⁰ HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Application**, v.7, p.713-725, 1997.

²¹ GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356-1358, 2000.

espécies ou grupos de espécies diferem em suas exigências ambientais (TURNER, 1996).

Mesmo que em um primeiro momento possa parecer estranho, uma das consequências da fragmentação é um aumento no fluxo gênico entre algumas espécies entre os fragmentos, principalmente naquelas espécies cujo vetor de polinização é o vento (YOUNG, 2003). Já para espécies de difícil dispersão, o efeito tende a ser contrário, reduzindo os fluxos entre os diferentes fragmentos. Isto demonstra a complexidade dos trabalhos em estabelecimento de padrões e espécies chave para definição de mecanismos de redução de impactos da fragmentação (YOUNG, 2003).

Para Bittencourt (2007), a determinação das consequências genéticas da fragmentação florestal deveria ser prioridade para o estabelecimento de estratégias de conservação e restauração dos remanescentes. Ainda para a autora, a fragmentação de contínuos florestais pode reduzir grandemente a sustentabilidade de florestais naturais. A perda de habitat foi identificada como a principal razão para o estado de ameaça de 75% dos mamíferos, 44% dos pássaros, 68% dos répteis, 58% dos anfíbios, 55% dos peixes e 47% dos insetos presentes na lista vermelha de animais ameaçados de extinção da IUCN (VIDOLIN, 2009).

Há um consenso entre a comunidade científica quanto aos impactos negativos que a fragmentação de habitats pode acarretar como: o isolamento das formações e populações remanescentes, alterações nos fluxos gênicos, intensificação das competições, alterações da estrutura e qualidade de habitats, extinções de espécies e perda de biodiversidade (CAMPOS; AGOSTINHO, 1997; METZGER, 1998; BIERREGAARD *et al.*, 1992; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; LAURANCE; BIERREGAARD, 1997; TURNER, 1995). Conclusivamente, a fragmentação de habitats representa a maior ameaça para a biodiversidade do planeta (FERNANDEZ, 1997; TABARELLI; GASCON, 2005).

Assim, considerando a importância deste tema, os cientistas já começaram a sintetizar e traduzir os efeitos da fragmentação em diretrizes e ações concretas para evitar a perda da diversidade biológica (LAURANCE; GASCON, 1997; BIERREGARD *et al.*, 2001).

2.4.2 Efeito de borda

O efeito borda pode ser definido como o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma transição abrupta (MURCIA, 1995). Devido ao processo de fragmentação descrito, os remanescentes florestais ficam mais sujeitos à atuação dos ventos, resultando em danos para a vegetação como queda e quebra de parte dos indivíduos (LAURANCE; YENSEN, 1991).

O processo de fragmentação aumenta a quantidade relativa de habitat de borda e diminui a quantidade relativa de área de habitat interior na paisagem, redução da área núcleo. Diferentes grupos de organismos respondem de maneira diferente ao efeito de borda e as espécies que habitam especialmente as áreas de interior são aquelas que mais sofrem com os efeitos causados pela fragmentação (FORMAN; GODRON, 1981). Podem se manifestar na alteração das interações biológicas (predação, parasitismo, invasão de exóticas, dentre outras) e das propriedades físicas (luz, temperatura, umidade e ainda alteração das propriedades dos solos). Somado a estes fatores, deve ser considerado o impacto humano sobre o fragmento (poluição, uso indiscriminado de insumos agrícolas, pastoreio, etc.).

Alterações antrópicas que ocasionam mudanças no ambiente físico de um fragmento como, por exemplo, alteração no regime hídrico, abertura de clareiras etc., podem provocar mudanças na composição e abundância de espécies de plantas, podendo até alterar também o funcionamento de todo o sistema e tornando o fragmento semelhante ao ambiente de borda (MMA, 2002).

Embora os processos ecológicos possam ser alterados imediatamente após a fragmentação, a detecção dos efeitos na composição, estrutura e dinâmica da vegetação pode demorar. Além disso, os efeitos da fragmentação e isolamento na biodiversidade podem ser mais facilmente identificados em organismos de ciclo de vida mais curto (ervas e arbustos), que nos de ciclo de vida longo (árvores). Em geral, as bordas possuem maior diversidade e densidade de espécies, além de maior produtividade biológica, devido à sua maior exposição à radiação solar (NAIMAN *et al.*, 1989).

Resultados obtidos por meio do "Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais" (PDBFF), em execução na Amazônia Central desde 1980, confirmam a

hipótese de que a fragmentação de florestas altera o microclima pelo aumento do efeito de borda, causando impacto negativo sobre a diversidade faunística que passa a evitar estes ambientes. Além disso, o aumento do estresse hídrico próximo à borda eleva as taxas de mortalidade de árvores, aumentando as clareiras com consequente alteração da estrutura e composição da floresta (LAURANCE, 2001).

Laurance (2001), em análise de remanescentes amazônicos, verificou que fragmentos em matriz de floresta secundária possuem menores taxas de extinção quando comparados a fragmentos com matriz de pastagens, já que as florestas secundárias ajudam na proteção das espécies frente às condições externas dos fragmentos.

Conforme Colli *et al.* (2003), os efeitos de borda geralmente serão mais intensos quanto maior for o contraste entre a estrutura dos fragmentos e a matriz, seja em relação à flora ou à fauna. A vizinhança, ou matriz, pode ser dominada por vários tipos de paisagens, como florestas plantadas, agricultura, pastagens ou, ainda, possuir a mesma composição das faixas de vegetação (THORNE, 1993).

Bordas são extremamente abundantes em paisagens fragmentadas, e determinam em grande parte a estrutura e funcionamento dos ecossistemas remanescentes devido às diversas influências exercidas pelo ambiente ao seu redor (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991, LAURANCE *et al.*, 2002). Dependendo da sua área, forma e distância de penetração dos efeitos de borda, um fragmento pode ser totalmente constituído de 'habitat de borda' (LAURANCE; YENSEN, 1991).

Assim, é possível que grande parte dos remanescentes no Bioma Mata Atlântica esteja sujeita aos efeitos de borda, em muitos casos tornando inviável a sua conservação no longo prazo (GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000). Além disso, em paisagens altamente desmatadas os remanescentes geralmente apresentam-se fortemente isolados (FAHRIG, 2003), o que pode comprometer dramaticamente processos essenciais para a manutenção das populações de plantas, como a dispersão de sementes e a polinização (SILVA; TABARELLI, 2000).

Em estudo sobre efeito de borda, Prieto (2008) comprovou que ao contrário do interior de fragmentos, onde predominam espécies características de estágios sucessionais avançados, as bordas são dominadas por espécies sucessionais iniciais, generalistas. O sub-bosque da vegetação nos interiores florestais é estritamente dominado por espécies características de estágios sucessionais avançados, enquanto que nas bordas ocorre uma pronunciada dominância de espécies sucessionais iniciais,

generalistas e, no caso estudado pelo autor, facilitando a presença de espécies exóticas e invasoras.

2.4.3 Forma dos fragmentos

Apesar de haver poucos estudos em relação à forma do fragmento, é conclusivo que aqueles de forma circular ou arredondada sofram menos interferência de borda, apresentando baixa razão borda/interior quando comparados aos fragmentos alongados ou retangulares (VIANA, 1990; METZGER, 1999).

Segundo Forman (1995), diferentes formas de fragmentos podem ser encontradas na paisagem, desde as curvilíneas, compactas ou alongadas, até as arredondadas. O ideal, no entanto, é que elas sejam o mais próximo possível ao circular, pois este formato minimiza a relação borda-área, cujo centro encontra-se mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Sendo assim, o principal aspecto da forma do fragmento é a sua relação com o efeito de borda (SÁ VOLATÃO, 1998).

2.4.4 Tamanho dos fragmentos

Os fragmentos no Bioma Mata Atlântica possuem altos valores biológicos, conservando a integridade ecológica, protegendo a biodiversidade regional e fornecendo populações-fonte para a recolonização de áreas previamente degradadas (DITT, 2002). Desta forma, a presença de fragmentos de uma floresta original pode significar a melhoria na diversidade da paisagem e pode aumentar a conexão funcional, como por exemplo, manutenção do fluxo gênico entre remanescentes (BITTENCOURT, 2007).

Conforme Tabarelli e Gascon (2005), uma das prioridades para gestão ambiental deve ser proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes. Para Fonseca (2001), a probabilidade da manutenção da biodiversidade em longo prazo aumentará significativamente com o estabelecimento de um planejamento para conservação em escala regional ou que contemple grandes unidades de paisagem.

Já para Cullen Jr. *et al.* (2001), os fragmentos constituem os últimos blocos de reconstrução deste ecossistema ameaçado.

Os recentes estudos do processo de fragmentação do Bioma Mata Atlântica no Brasil, que compõem a edição especial do periódico ***Biological Conservation***, apontam também que os maiores fragmentos devem ser priorizados nas ações de conservação, tanto para garantir a manutenção desse fragmentos, como para o restabelecimento da conectividade destas áreas com os demais remanescentes (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Fragmentos grandes são geralmente melhores que pequenos, pois além de deterem maiores áreas sem o efeito de borda, poderiam ter maior chance de manter populações viáveis de plantas e os processos ecológicos com maior eficiência. Já os fragmentos pequenos têm também sua importância na paisagem por representarem uma amostra da heterogeneidade espacial original do ambiente. Adicionalmente, pequenos fragmentos podem também desempenhar papel fundamental na conexão entre fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo de genes entre populações (MMA, 2005). Portanto, tanto os pequenos quanto os grandes fragmentos têm suas funcionalidades específicas e importantes para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

2.4.5 Matriz

A permeabilidade da matriz depende do uso ao qual está submetida. Quanto mais intensivo for o uso, mais afetada será a biodiversidade dos fragmentos. Da mesma forma, maior a similaridade da estrutura e composição da matriz e dos fragmentos, menor será o efeito negativo sobre a biodiversidade dos fragmentos e da paisagem (MMA, 2005).

É importante avaliar a influência da matriz e formas de minimizar os efeitos negativos. A intensidade das atividades desenvolvidas na matriz afeta a sobrevivência das populações, tanto de espécies de plantas como de animais. Atividades agrícolas intensivas podem ser altamente nocivas, pois envolvem o uso indiscriminado de fertilizantes e, principalmente, de agrotóxicos. Além de afetar diretamente os organismos,

os agrotóxicos podem ser transportados pelo vento e pela água, afetando os organismos dentro dos fragmentos e também contaminando mananciais de água, levando perigo às populações, inclusive, às humanas (MMA, 2005).

A importância do habitat da matriz é demonstrada pela forte correlação entre as abundâncias das espécies e sua persistência nos fragmentos florestais (MALCOLM, 1991; GASCON *et al.*, 1999). Isto indica que sua composição será determinante na capacidade dos fragmentos manterem espécies em longo prazo (GASCON; LOVEJOY, 1998). Ainda, o movimento dos organismos depende do grau de contraste entre as manchas e a matriz, que influencia a probabilidade de imigração entre os fragmentos (BIERREGAARD *et al.*, 1992).

Portanto, executar ações que permitam o aumento da permeabilidade da matriz é tão ou mais importante que a formação de corredores de biodiversidade. Em condições de ambientes muito alterados, a matriz em geral dificulta os deslocamentos entre as manchas em função de sua permeabilidade e da capacidade de movimentação das espécies (FRANKLIN, 1993), atuando como um filtro através da paisagem. Pode agir influenciando a largura do efeito de borda e representar fonte de perturbação, favorecendo o desenvolvimento de espécies generalistas, predadoras e parasitas, principalmente nas bordas (GASCON *et al.*, 1999; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; METZGER, 2001).

Em meio à matriz podem existir pequenas áreas de habitat que podem servir de facilitadores, conhecidos como pontos de ligação ou trampolins ecológicos, aumentando a conectividade. A permeabilidade da matriz varia em função da densidade dos "pontos de ligação" e da resistência das unidades da paisagem aos fluxos biológicos (MERRIAM, 1984). Assim, pequenos fragmentos florestais podem funcionar como trampolins ecológicos para a dispersão de organismos e como abrigos para aves locais e migratórias de longa distância. Em muitas vezes, estes pequenos fragmentos constituem os últimos blocos para a reconstrução de ecossistemas, podendo ser usados para os programas de restauração florestal e ligação de paisagens naturais, aumentando a permeabilidade da matriz (CULLEN JR. *et al.*, 2001)

O aumento da permeabilidade da matriz foi um dos objetivos elencados pelo Projeto Paraná Biodiversidade (PRBIO), adotado pelo Paraná, na medida em que apoiou modelos de atividades menos impactantes nas práticas agropecuárias. Nesse sentido, além da formação de corredores, o projeto PRBIO apoiou a implantação de

módulos de sistemas agroecológicos, com o objetivo de facilitar os fluxos biológicos e o aumento da conectividade efetiva na matriz. Outros exemplos similares estão sendo realizados na região do Pontal do Paranapanema, onde são instaladas zonas-tampão agroflorestais no entorno dos principais fragmentos florestais, como fonte de lenha, madeira, frutos, grãos e forragem, aliviando assim a pressão exercida pelos proprietários locais sobre os principais remanescentes (CULLEN JR. *et al.*, 2001). Tais procedimentos criam ambientes menos impactantes, limítrofes aos fragmentos florestais remanescentes, à medida que podem diminuir o efeito de borda e impactos negativos da matriz.

2.4.6 Conectividade

A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem em facilitar os fluxos biológicos, que podem ser de sementes, pólenes ou organismos.

A conectividade funcional considera a medida de quanto um organismo ou espécie usa as diferentes feições da paisagem (i.e. manchas de hábitat, corredores e matriz), estando relacionada à probabilidade de um organismo cruzar a paisagem (TAYLOR *et al.*; 1993, RIBEIRO *et al.*, 2009). Portanto, o aumento da conectividade funcional se refere especificamente à intensidade de movimentos inter-habitat dos organismos (MERRIAM, 1984; 1991), os quais poderão ser avaliados pelos fluxos de disseminação.

Já a conectividade estrutural se refere ao arranjo espacial dos fragmentos, à densidade e complexidade dos corredores e à permeabilidade da matriz (FORMAN; BAUDRY, 1984²²; BAUDRY; BUREL, 1985²³, citados por METZGER, 1999). Os fatores relacionados à conectividade estrutural, como largura do corredor e características quanto à permeabilidade da matriz, podem influenciar fluxos de forma diferenciada, dependendo das características das espécies. A restauração da conectividade

²² FORMAN. R. T. T.; BAUDRY, J. Hedgerows and hedgerow network in Landscape Ecology, **Environ Manag**, v.8, p.495-510, 1984.

estrutural, a ser proposta no presente estudo, possibilita a conexão entre habitats fragmentados, promovendo o movimento de organismos, auxiliando na preservação da biodiversidade de ecossistemas e nas funções das comunidades (SOULÉ; GILPIN, 1991; CAMPOS, 2003; MYERS; BAZELY, 2003).

A redução da conectividade pode ser mais grave quando ocorrer nas áreas de preservação permanente, pois divide o ambiente em numerosas ilhas, provocando a interrupção de corredores, rompendo fluxos gênicos, acarretando no empobrecimento da cadeia alimentar e na extinção de espécies (CAMPOS; COSTA-FILHO, 2006).

Conforme Metzger (1998), a compreensão da influência da conectividade e da complexidade do mosaico sobre as populações e comunidades fragmentadas é particularmente urgente onde o processo de fragmentação e degradação da cobertura original é intenso e ultrapassou o limiar de 30% de cobertura florestal, proposto por Andrén (1994).

Especificamente com a baixa cobertura florestal atual na FOM, a preocupação com o arranjo dos elementos na paisagem torna-se fundamental para a elaboração de estratégias para a conservação da biodiversidade. Assim, o planejamento do uso do solo, considerando a distribuição espacial dos remanescentes florestais, tornou-se uma importante ferramenta para propostas que visam à minimização dos impactos causados pela fragmentação de habitats.

²³ BAUDRY, J.; BUREL, F. Systeme ecologique espace et théorie de l'information. In: BERDOULAY, V.; PHIPPS, M. (Eds.). **Paysages et systèmes**. Ottawa: Presses de l'Université Ottawa, 1985. p.87-102.

2.4.7 Corredores Ecológicos

Atualmente várias abordagens são encontradas sobre a temática da formação de corredores ecológicos visando à conservação da biodiversidade. No intuito de melhor compreensão desta temática, aborda-se esta questão sob a ótica de serem respondidas as questões básicas: (i) conceitos empregados pela literatura (o que?); (ii) princípios de funcionamento (como?); (iii) funcionalidades (para quê?); (iv) definição de áreas para comporem corredores (onde?).

(i) Conceitos empregados pela literatura (o que?):

Os Corredores Ecológicos ou de Biodiversidade são porções de ecossistemas naturais ou seminaturais que ligam fragmentos de ecossistemas possibilitando o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquelas individuais (MMA, 2002).

Para Sanderson *et al.* (2003) um corredor de biodiversidade compreende uma rede de áreas protegidas entremeada por áreas com diferentes graus de interferência humana, no qual o manejo é integrado para ampliar a possibilidade de permanência de todas as espécies, a manutenção de processos ecológicos e evolutivos e o desenvolvimento de uma economia regional baseada no uso sustentável dos recursos naturais.

Conforme Soulé e Gilpin (1991) e Saunders, Hobbs e Margules (1991), os corredores são estruturas lineares da paisagem, que ligam pelo menos dois fragmentos que originalmente eram conectados.

(ii) Princípios de funcionamento (como?):

Estudos demonstram que espécies se movem com mais frequência entre os sistemas ligados por corredores que entre fragmentos desconectados (HADDAD, 1999). Como a conservação da diversidade biológica envolve não somente a preservação das espécies, mas também da diversidade genética contida em diferentes populações, é essencial proteger múltiplas populações da mesma espécie, que nos “*hotspots*”

estão cada vez mais isoladas e suscetíveis a eventos estocásticos de natureza genética ou demográfica, portanto, com maiores probabilidades de se extinguirem localmente (BROOKS *et al.*, 2002).

Portanto, sob uma perspectiva biológica, o objetivo principal do planejamento de um corredor de biodiversidade é manter ou restaurar a conectividade da paisagem e facilitar o fluxo genético entre populações, aumentando a chance de sobrevivência, em longo prazo, das comunidades biológicas e de suas espécies componentes. Os corredores possibilitam a conexão entre habitat fragmentados, promovendo o movimento de organismos, auxiliando na preservação da biodiversidade de ecossistemas e nas funções das comunidades (SOULÉ; GILPIN, 1991; CAMPOS, 2003; MYERS; BAZELY, 2003). Mosaicos com múltiplos usos da terra em uma paisagem manejada podem permitir o movimento de populações por meio de "ligações" entre florestas próximas (FONSECA, 2001).

Os corredores não necessariamente possuem condições de abrigar populações viáveis em longo prazo, mas podem elevar as probabilidades de sobrevivência do conjunto das populações isoladas de uma determinada espécie (FONSECA, 2001). Na estrutura dos corredores, a largura, a existência de barreiras, a proporção de áreas de borda e a diferença entre a vegetação com a matriz, são fatores que interferem, facilitando ou dificultando os fluxos (SAUNDERS; HOBBS, 1991). Como exemplo, aqueles constituídos predominantemente por áreas de borda não poderão facilitar a disseminação de espécies de interior.

Resultados provenientes do "Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira" (PROBIO) indicam os corredores de vegetação como importante metodologia na conservação da diversidade devido à sua atuação na manutenção do fluxo gênico. Estes resultados indicam que tais corredores, muitas vezes, são as únicas alternativas para a conservação da vegetação cujos dispersores e polinizadores não atravessam matrizes abertas (COLLI *et al.*, 2003).

Tewksbury *et al.* (2002), em seus experimentos, concluíram que há um efeito claro dos corredores ecológicos sobre a dispersão de sementes. Dessa forma, a maximização da diversidade dependerá do aumento das conexões entre os habitats (HARRIS, 1984; TEWKSBURY *et al.*, 2002). Em uma ampla revisão de artigos publicados entre 1980 e 1997, Beier & Noss (1998) concluíram que os corredores,

de forma geral, são capazes de serem utilizados como ferramenta na conservação de comunidades biológicas.

Dada a complexidade do desafio, os corredores de biodiversidade possuem qualidades que transcendem as funções de estabelecer-se vias de trânsito e intercâmbio entre populações, e de minimizarem-se os impactos externos sobre as áreas protegidas. Na realidade, se bem-sucedido, as regiões-alvo dos projetos dos corredores de biodiversidade no Brasil, em sua maioria, irão se construir em mosaicos de áreas naturais compostos por áreas biologicamente prioritárias, protegidas do impacto negativo das atividades antrópicas, juntamente com a totalidade da paisagem circundante sob diferentes padrões de uso da terra, determinados pelas práticas de manejo mais apropriadas à realidade socioeconômica local, além de sua importância para a biodiversidade (FONSECA *et al.*, 2001).

(iii) Funcionalidades (para quê?):

O desenho dos corredores de biodiversidade tem como um dos seus objetivos a manutenção ou o incremento do grau de conectividade através de ações que permitam a maximização (ou a minimização do grau de resistência) do fluxo de indivíduos das diferentes espécies que compõem as comunidades florísticas e faunísticas (FONSECA *et al.*, 2001). Para Campos e Agostinho (1997) a função esperada dos corredores é de propiciar abrigo, alimentação e as condições naturais à reprodução e fluxo gênico para as mais diferentes formas de vida componentes da biodiversidade, envolvendo, intrinsecamente, a conservação da biodiversidade das espécies que materializam os corredores (vegetação p. ex.) e, extrinsecamente, da fauna silvestre, bem como das comunidades aquáticas (peixes, zooplâncton, fitoplâncton, zoobentos etc.) e de outras comunidades biológicas. Já para Cullen *et al.* (2001) os corredores enriquecem a matriz local, aumentando a biodiversidade, facilitando o movimento de organismos entre fragmentos florestais.

O estudo do MMA sobre Áreas Prioritárias para a Conservação no Brasil ressalta que a conexão entre fragmentos é fundamental para a persistência das populações de plantas, pois contribui decisivamente para o fluxo de genes entre populações, que ocorre por intermédio da dispersão de propágulos e pólen. Portanto, áreas conectando os fragmentos antrópicos, ou mesmo pequenos fragmentos e plantas isoladas, podem contribuir para o fluxo de genes (MMA, 2002).

A estratégia de formação de corredores vem a complementar a outra estratégia que é a criação e manutenção de espaços legalmente protegidos por meio de sistemas de Unidades e Conservação. O incremento da conectividade proporcionado pelos corredores pode contribuir para evitar o isolamento das unidades que leva à extinção de espécies, ressaltado por Quammen²⁴ (1996), citado por Fernandez (1997). Isto pode ser evidenciado inclusive no conceito de corredores ecológicos adotado pela Conservation International (2000, p.32):

Um "corredor de biodiversidade" ou "corredor ecológico" compreende uma rede de parques, reservas e outras áreas de uso menos intensivo, que são gerenciadas de maneira integrada para garantir a sobrevivência do maior número possível de espécies de uma região.

Os corredores foram já reconhecidos como estratégia para a conservação na própria Lei n.º 9.991/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), considerando que o sistema:

visa proteger espaços representativos e ecologicamente viáveis de todos os ecossistemas e evitar a extinção de espécies, através de um conjunto integrado de unidades, suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos (MMA, 2010).

Na medida em que possibilitam e facilitam a dispersão e os fluxos gênicos, os corredores podem se constituírem em "rotas de fuga" para espécies se adaptarem às alterações climáticas previstas e já aceitas pela comunidade científica. Conforme Sutherst (2000), o efeito das mudanças climáticas na distribuição das espécies é influenciado diretamente pela existência de corredores. Espécies que antes não estavam presentes em determinadas latitudes, com o processo de aquecimento global, podem avançar sobre determinadas regiões. Portanto, sob esse ponto de vista, os corredores podem ter papel fundamental ao possibilitarem a movimentação e dispersão, permitindo a readaptação dessas espécies às mudanças climáticas.

²⁴ QUAMMEN, D. National Parks: nature's dead and end. **The New York Times**, July 28, 1996.

(iv) Definição de áreas para comporem corredores (onde?):

A conexão entre fragmentos nem sempre precisa ser física. "O fluxo de genes pode ocorrer também entre áreas disjuntas, através de outros fragmentos, de grupos de plantas e mesmo de plantas isoladas na matriz." (MMA, 2005). Não obstante, no entendimento de que cada espécie tem sua limitação em transpor áreas abertas, algumas de forma mais ágil, outras tem intensa dificuldade. As aves, por exemplo, podem movimentar-se entre fragmentos mesmo em situações de conectividade reduzida; grandes vertebrados encontram maior resistência, e pequenos mamíferos demonstram padrões intermediários (FORMAN, 1995).

A abordagem dos Corredores de Biodiversidade é utilizada para endereçar as diferentes **escalas** de proteção ambiental, desde a local até a regional, utilizando-se de métodos que assegurem a seleção criteriosa de porções suficientemente grandes de ambientes naturais, buscando-se representar diferentes ecossistemas e também manter ou incrementar os níveis de conectividade entre as diferentes áreas (FONSECA, 2001).

A restauração de áreas degradadas representa uma atividade básica para a conservação *in situ*, refazendo comunidades e estabelecendo corredores entre fragmentos vegetacionais (REIS *et al.*, 2003). Para os autores, um plantio de restauração não deve ser visto como isolado, mas sim como parte de uma paisagem de muitos ecossistemas naturais e antrópicos, devendo levar em conta os novos conceitos de ecologia de paisagem. Dessa forma, incorporar na restauração os conceitos de fragmentação, permeabilidade da matriz, conectividade da paisagem, corredores biológicos, fluxo gênico e de organismos, que, conforme aponta Metzger (2000), faz avançar a visão de restauração ampliando os horizontes das nossas ações.

Muitos corredores que existem atualmente estão ao longo de cursos de água e são habitats de importância biológica por si só. Para Campos (2003) o estabelecimento de conexões com outros fragmentos através desses corredores naturais (notadamente rios e áreas adjacentes), tem seu fundamento baseado no fato de que essas conexões:

- (i) proporcionam a proteção da biodiversidade, incluindo redutos de habitats justafluviais, espécies endêmicas, raras e ameaçadas e são rotas de dispersão para a recolonização de locais devastados;

- (ii) aumentam a possibilidade de manejo dos recursos hídricos, como controle de enchentes, controle de sedimentação e capacidade de reservatórios, e promovem a sustentabilidade da população de comunidades aquáticas;
- (iii) podem aumentar a produção agroflorestal atuando como quebra-ventos para agricultura e pastagens, controlando a erosão dos solos, propiciando a produção de madeira e produtos não madeiráveis e prevenindo a desertificação;
- (iv) são locais de abrigo, proteção e reprodução de inimigos naturais de pragas que atacam as lavouras destinadas a produção agropecuária
- (v) os corredores propiciam a constituição de rotas de dispersão para espécies isoladas em fragmentos naturais.

Apesar de alguns inconvenientes serem plausíveis com a implantação dos corredores, tais como, facilitar o trânsito de espécies daninhas (e também invasoras), algumas doenças e facilitar a caça, inexistem dados que suportem tais afirmações (PRIMACK; RODRIGUES, 2001) e a busca de conectividade entre fragmentos trazem, certamente, mais benefícios do que problemas para uma efetiva ação de conservação da biodiversidade (CAMPOS, 2003).

Um dos desafios nessa estratégia é selecionar os espaços geográficos, isto é, os corredores de biodiversidade, para concentrar esforços e ações e garantir maior eficiência nos recursos investidos em conservação. Nesse contexto, o Bioma Mata Atlântica tem sido uma das regiões pioneiras, com o uso do melhor conhecimento científico para a definição dos corredores de biodiversidade e de estratégias de conservação (CI; IESB, 2000; AGUIAR *et al.*, 2003; FONSECA *et al.*, 2004b; AYRES *et al.*, 2005).

A implantação desse instrumento tem referência legal na Convenção da Biodiversidade (enfoque ecossistêmico), no artigo 2.º, inciso XIX, artigo 5.º, inciso XIII e artigo 27, parágrafo 1.º da Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). A Resolução n.º 09/96 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece os parâmetros e procedimentos para a identificação e implantação de corredores ecológicos (MMA, 2010).

Dentre algumas iniciativas que prevêem a formação de corredores no Brasil, destacam-se os projetos do Ministério do Meio Ambiente para o Corredor Central da

Amazônia e o Corredor Central da Mata Atlântica (MMA, 2007). A estratégia de formação de corredores ecológicos adotada pelo Projeto Paraná Biodiversidade – PRBIO (PARANÁ, 2001) previu nesse estudo a metodologia necessária para o planejamento de microbacias em corredores, planejamento macroestratégico, resultado a ser replicado para outras regiões (MUCHAILH *et al.*, 2010).

Cabe destacar que, além da recuperação estrutural por meio de corredores, é de fundamental importância a adoção de práticas que permitam a facilitação dos fluxos, aumentando a permeabilidade da matriz.

Para Fonseca *et al.* (2001), as funções dos corredores vão além do estabelecimento de vias de intercâmbio entre populações, e de redução de impactos externos sobre as áreas protegidas. As regiões-alvo dos projetos dos Corredores de Biodiversidade no Brasil, poderão se construir em mosaicos de áreas naturais compostos por áreas biologicamente prioritárias, protegidas do impacto negativo das atividades antrópicas, juntamente com a totalidade da paisagem circundante sob diferentes padrões de uso da terra, determinados pelas práticas de manejo mais apropriadas à realidade socioeconômica local, além de sua importância para a biodiversidade.

2.4.8 Diretrizes da ecologia da paisagem para conservação

Conforme Muchailh (2007), algumas recomendações de diferentes autores como estratégias para a conservação da diversidade biológica são demonstradas no quadro 1.

QUADRO 1 - RECOMENDAÇÕES TÉCNICAS DE ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

AUTOR	RECOMENDAÇÕES
Hobbs (1993)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dar prioridade para o aumento de habitat considerando a representação relativa das várias tipologias existentes na rede de conservação regional.
Naiman, Décamps e Pollock (1993)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A restauração dos ecossistemas ripários requer um manejo para conectividade e variabilidade em uma escala espacial e temporal amplas.
Forman (1995)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manter grandes fragmentos de vegetação natural; ▪ Alta variação no tamanho dos fragmentos; ▪ Manter mais que um fragmento grande e muitos pequenos distribuídos na matriz; ▪ Manter corredores que promovam conexão entre os fragmentos; ▪ Manter a variabilidade genética.
Strittholt e Boerner (1995)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manutenção de um sistema de áreas protegidas que contenha um mínimo de 25% de cada tipo das formações original da vegetação, representando a diversidade regional.
Laurance e Gascon (1997)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manter remanescentes ao longo de cursos d'água com uma largura mínima de 300 metros.
Laurance <i>et al.</i> (1997)	<p>Valor do fragmento para a conservação da biodiversidade:</p> <p>a) Fragmentos com alto valor</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham menos de 1% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ mais que uma espécie endêmica; ▪ maiores que 300 ha; ▪ forma circular; ▪ diversidade de habitat maior que 2; ▪ distância entre outro fragmento menor que 100m; <p>b) Fragmentos com valor mediano</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham de 1 a 10% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ pelo menos uma espécie endêmica; ▪ tamanho de 3 a 300 ha; ▪ forma intermediária; ▪ distância entre outro fragmento entre 100 e 1000m. <p>c) Fragmentos com valor baixo</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham mais de 10% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ sem espécies endêmicas; ▪ menores que 3 ha; ▪ forma irregular; ▪ distância entre outro fragmento entre maior que 1000m.
Kremen, Raymond e Lance (1998)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A área deve conter vários exemplos representativos dos tipos de habitats existentes; ▪ Proteger corredores que unam habitat naturais; ▪ Os corredores devem ser amplos suficientes para promover a movimentação de animais, o que inclui a definição de áreas e o estímulo para recuperação da vegetação nativa; ▪ Proteger mosaicos de habitats e zonas de transição; ▪ Dar ênfase à proteção de habitats ameaçados ou em perigo, bem como espécies localmente endêmicas.
McIntyre e Hobbs (1999)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ O manejo para a conservação de paisagens alteradas deve cessar os processos de destruição e modificação; ▪ Priorizar a conservação do habitat menos modificado existente; ▪ Melhorias nos fragmentos remanescentes degradados; ▪ Redução de práticas agropecuárias impactantes; ▪ Restauração da conectividade; ▪ Restauração de fragmentos alterados visando ao retorno da condição original através de manejo de áreas críticas.

Tabarelli e Gascon (2005)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estabelecer e conservar as Reservas Legais de propriedades - <i>stepping stones</i>; ▪ Incrementar a conexão de fragmentos naturais por corredores de biodiversidade por meio de matas ciliares; ▪ Apoiar a Criação de RPPN; ▪ Criação de novas UCs; ▪ Desenvolver instrumentos legais e de apoio a implementação e consolidação da conectividade (legislação, ICMS Ecológico, apoio financeiro e tributário etc.); ▪ Disponibilizar informação a fim de promover o envolvimento de todas as instituições intervenientes com a biodiversidade.
Metzger (2010)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Para formação de corredores ciliares, necessidade de expansão dos valores de APP's para limiares mínimos de pelos menos 100m (50m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia. ▪ O limiar de 30% poderia ser considerado, como um limite mínimo de cobertura nativa que uma paisagem intensamente utilizada pelo homem deveria ter (sul do Brasil), permitindo conciliar uso econômico e conservação biológica. ▪ São as RL que permitem que a cobertura de vegetação nativa da paisagem fique acima dos limiares ecológicos, protegendo assim parte da biota nativa, e favorecendo os fluxos biológicos entre Unidades de Conservação.

A base teórica que embasou este estudo considerou os aspectos de maior relevância apontados pela literatura relacionada à ecologia da paisagem e que de forma consensual permeiam a comunidade científica, priorizando: áreas de maior fragilidade para a manutenção da estabilidade ambiental, maiores remanescentes, áreas núcleo de biodiversidade, em função do efeito de borda, e corredores ecológicos visando aumentar a conectividade e fluxo gênico.

2.5 ELEMENTOS E FERRAMENTAS DE ANÁLISE AMBIENTAL

2.5.1 Sistema de Informações Geográficas - SIG

As diretrizes apontadas pela ecologia da paisagem podem ser elaboradas por meio de programas ou projetos que planejem ações locais em escalas regionais, por meio de tecnologias que permitam avaliações e diagnósticos prévios do ambiente. Conforme Martins *et al.* (1998), o planejamento de corredores ecológicos requer a análise e integração de vários fatores, cujo processo, aplicado a um conjunto de dados, pode ser realizado por meio de um sistema de informações geográficas (SIG), georeferenciando-se as informações a serem criadas. O uso desta ferramenta torna-se essencial para a análise adequada da paisagem.

O procedimento de análise de multicritérios, proposto em diversos estudos da paisagem, é muito utilizado em geoprocessamento, pois se baseia justamente na lógica básica da construção de um SIG: seleção das principais variáveis que caracterizam um fenômeno, já realizando um recorte metodológico de simplificação da complexidade espacial; representação da realidade segundo diferentes variáveis, organizadas em camadas de informação; discretização dos planos de análise em resoluções espaciais adequadas tanto para as fontes dos dados como para os objetivos a serem alcançados; promoção da combinação das camadas de variáveis, integradas na forma de um sistema, que traduza a complexidade da realidade (MOURA, 2007).

Com este suporte que o SIG oferece, torna-se possível identificar unidades de paisagem que, por suas características abióticas intrínsecas, devam compor determinadas zonas; da mesma forma, unidades de paisagem que, em função de suas potencialidades bióticas que ainda preservam, devam ser destinadas a compor zonas ou unidades específicas para conservação.

2.5.2 Fragilidade dos ambientes naturais

De acordo com Ross (1997), um planejamento não pode ser formulado a partir de uma leitura estática do ambiente, mas inserida no entendimento do processo de ocupação que norteia o desenvolvimento e a apropriação do território e de seus recursos.

Os sistemas ambientais, em face das intervenções humanas, apresentam maior ou menor fragilidade em função de suas características "genéticas". Qualquer alteração nos diferentes componentes da natureza (relevo, solo, vegetação, clima e recursos hídricos) acarreta o comprometimento da funcionalidade do sistema, quebrando o seu estado de equilíbrio dinâmico. Essas variáveis, tratadas de forma integrada, possibilitam obter um diagnóstico das diferentes categorias hierárquicas da fragilidade dos ambientes naturais. Estudos relativos às fragilidades dos ambientes são de extrema importância ao planejamento ambiental, pois sua identificação proporciona uma melhor definição das diretrizes e ações a serem implantadas no espaço físico-territorial, servindo de base para o zoneamento e fornecendo subsídios à gestão do território (SPÖRL; ROSS, 2004).

Para Palmeira, Crepani e Medeiros (2003), as unidades de paisagem apresentam diferentes graus de absorção aos estímulos exteriores, assim como seus componentes apresentam escalas diferentes para o reajustamento frente às modificações provocadas externamente até que se restaure o equilíbrio perdido, podendo oscilar em anos, até milhares de anos.

Para Ross (1994), os diferentes padrões de fragilidade são representados por meio do mapeamento de Unidades Ecodinâmicas que, conforme suas características, poderão ser classificadas como estáveis ou instáveis. De acordo com metodologia proposta pelo autor, o mapa de Fragilidade Potencial é gerado a partir do cruzamento das informações de solos, declividade, distância dos recursos hídricos, e o mapa de Fragilidade Emergente, a partir do cruzamento do mapa de Fragilidade Potencial com as informações de uso da terra e vegetação (ROSS, 1994).

Conforme Palmeira (2004), a análise das unidades de paisagem é importante porque a atuação do homem sobre o meio ambiente, sem o prévio conhecimento do equilíbrio dinâmico existente entre os diversos componentes que permitiram a "construção" da paisagem, pode levar a situações desastrosas do ponto de vista

ecológico e econômico. A maioria dos ambientes naturais mostra-se em equilíbrio dinâmico até ser submetida à exploração dos seus recursos naturais.

Ross (1994) ressalta que a extração dos recursos naturais feita desordenadamente, sem atentar à potencialidade e fragilidade dos ambientes dos quais são extraídos, conduz à instalação de processos degenerativos resultantes da quebra de mecanismos de funcionamento e interdependência entre os componentes físico-bióticos. Mecanismos esses que exigem um equilíbrio entre o ritmo ditado pelo desenvolvimento e o ritmo suportável pela natureza.

Segundo Ross (1994), as unidades de fragilidade dos ambientes naturais devem ser resultantes dos levantamentos básicos de geomorfologia, solos, cobertura vegetal/uso da terra e clima. Esses elementos tratados de forma integrada possibilitam obter um diagnóstico das diferentes categorias hierárquicas da fragilidade. Desta forma, definidas as fragilidades abióticas e as potencialidades para conservação de remanescentes florestais, pode-se planejar o incremento de conectividade na paisagem.

O mapa de fragilidade ambiental deveria constituir uma das principais ferramentas utilizadas pelos órgãos públicos na elaboração do planejamento territorial ambiental. O mapeamento da fragilidade ambiental permite avaliar as potencialidades do meio ambiente de forma integrada, compatibilizando suas características naturais com suas restrições (SPÖRL; ROSS, 2004).

É denominado de **fragilidade potencial** a vulnerabilidade natural do ambiente e de **fragilidade ambiental** a vulnerabilidade natural associada aos graus de proteção que os diferentes tipos de uso e cobertura vegetal exercem (KAWAKUBO *et al.*, 2005).

2.5.2.1 Fragilidade quanto à declividade

Quanto aos aspectos geomorfológicos, a **declividade** guarda relação direta com a velocidade de transformação da energia potencial em energia cinética e, portanto, com a velocidade das massas de água em movimento responsáveis pelo escoamento superficial. Quanto maior a declividade mais rapidamente a energia potencial das águas pluviais transforma-se em energia cinética e maior é, também, a velocidade das massas de água e sua capacidade de transporte, responsáveis pela erosão que esculpe as formas de relevo e, portanto, prevalece a morfogênese (CREPANI, 2001). De acordo com o autor, dentro desta concepção ecológica, o ambiente é analisado sob o prisma da Teoria do Sistema, que parte do pressuposto que na natureza as trocas de energia e matéria se processam através de relações em equilíbrio dinâmico. Esse equilíbrio, entretanto, é frequentemente alterado pelas intervenções humanas, gerando estados de desequilíbrios temporários ou até permanentes.

Diante dos diferentes estados de equilíbrio e desequilíbrio aos quais o ambiente está submetido, Ross (1994) sistematizou uma hierarquia nominal de fragilidade representada por códigos: muito fraca (1), fraca (2), média (3), forte (4) e muito forte (5). Estas categorias expressam especialmente a fragilidade do ambiente em relação aos processos ocasionados pelo escoamento superficial difuso e concentrado das águas pluviais.

Vale destacar o estudo de Spörl e Ross (2004) que compara três métodos de definição de mapeamentos de fragilidade ambiental. O estudo não aponta um método como melhor, mas sim, os diferentes resultados que cada um pode conter. Assim, conforme o Modelo de Fragilidade Potencial Natural com apoio nas classes de declividade (SPÖRL; ROSS, 2004) pode-se agrupar diferentes fragilidades, conforme Tabela 6.

TABELA 6 - GRAUS DE FRAGILIDADE POTENCIAL EM FUNÇÃO DE DECLIVIDADE

CLASSES DE FRAGILIDADE POTENCIAL	GEOMORFOLOGIA ⁽¹⁾		GRAUS	ESCORE ⁽²⁾
	Declividade	%		
Muito alta	Muito forte	>30	>17	3
Alta	Forte	20 a 30	11-17	2,5
Média	Médio	12 a 20	7-11	2
Baixa	Fraco	6 a 12	3 - 7	1,5
Muito Baixa	Muito fraco	< 6	< 3	1

FONTES: (1) adaptado de Spörl e Ross (2004), (2) adaptado de Crepani *et al.* (2001)

2.5.2.2 Fragilidade quanto à solos

A metodologia de mapeamento da vulnerabilidade de paisagens quanto à perda de solo foi desenvolvida por Crepani *et al.* (1996) a partir do conceito de Ecodinâmica (TRICART, 1977) e da potencialidade para estudos integrados das imagens de satélite, que permitem visão sinótica, repetitiva e holística da paisagem. Os critérios desenvolvidos pelos autores, a partir desses princípios, permitiram a criação de um modelo onde se buscou a avaliação, de forma empírica, do estágio de evolução morfodinâmica das unidades de paisagem, atribuindo valores de estabilidade às categorias morfodinâmicas.

Para Crepani *et al.* (2001), a principal característica considerada para estabelecer as classes de vulnerabilidade do critério pedologia é o grau de desenvolvimento ou *maturidade* do solo. Conforme os autores, dentro do processo morfodinâmico, os solos participam como produto direto do balanço entre a morfogênese e a pedogênese, indicando claramente se prevaleceram os processos erosivos da morfogênese ou, por outro lado, se prevaleceram processos de pedogênese, gerando solos bem desenvolvidos.

Uma unidade de paisagem natural é considerada *estável* quando os eventos naturais que nela ocorrem favorecem os processos de pedogênese, isto é, o ambiente favorece a formação e o desenvolvimento do solo. Nestes ambientes encontramos solos bastante desenvolvidos, intemperizados e envelhecidos. Já uma unidade de paisagem natural é considerada *vulnerável* quando prevalecem os processos modificadores do relevo (morfogênese) e, por isso, existe um predomínio dos processos de erosão em detrimento aos processos de formação e desenvolvimento do solo (CREPANI *et al.*, 2001). Assim, para os autores, os valores de vulnerabilidade relativos ao solo ou a associação de solos, em diferentes níveis, podem ser classificados

como Unidades de Paisagens, que podem ser estáveis, intermediárias, vulneráveis ou ainda, extremamente vulneráveis. Os escores estabelecidos por Crepani *et al.* (2001) variam entre 1 (baixa vulnerabilidade), 2 (média vulnerabilidade), 2,5 (alta vulnerabilidade) e 3 para vulnerabilidade muito alta. A Tabela 7 mostra os valores de vulnerabilidade para os diversos tipos de solo.

TABELA 7 - VALORES DE VULNERABILIDADE PARA OS DIVERSOS TIPOS DE SOLO

CLASSE DE SOLO	LEGENDA	ESCORE DE VULNERABILIDADE
Latossolos Amarelo	LA	1,0
Latossolo Vermelho-Amarelo	LV	
Latossolo Vermelho-Escuro	LE	
Latossolo Roxo	LR	
Latossolo Bruno	LB	
Latossolo Húmico	LH	
Latossolo Bruno-Húmico	LBH	
Podzólico Amarelo	PA	2,0
Podzólico Vermelho-Amarelo	PV	
Podzólico Vermelho-Escuro	PE	
Terra Roxa Estruturada	TR	
Bruno Não-Cálcico	NC	
Brunizém	B	
Brunizém Avermelhado	BA	
Planossolo	PL	2,5
Cambissolos	C	
Solos Litólicos	R	3,0
Solos Aluviais	A	
Regossolo	RE	
Areia Quartzosa	A	
Vertissolo	V	
Solos Orgânicos	HO	
Solos Hidromórficos	HI	
Glei Húmico	HGH	
Glei Pouco Húmico	HGP	
Plintossolo	PT	
Laterita Hidromórfica	LH	
Solos Concrecionários Lateríticos	CL	
Rendzinas	RZ	
Afloramento Rochoso	AR	

FONTE: Crepani *et al.* (2001), incluindo a correlação com a nova nomenclatura de solos de Embrapa (1999)

2.6 ZONEAMENTO TERRITORIAL

Para Ghezzi e Santos (1999), é necessário que o estudo da paisagem seja entendido como um estudo da complexidade de suas variáveis, ou seja, uma abordagem englobando diversos aspectos do meio físico e biológico, avaliando os mecanismos que interferem nas constantes mudanças que nelas ocorrem, buscando assim efetuar a delimitação de áreas que apresentem graus de degradação, bem

como sua fragilidade natural ou causada pela antropização, perfazendo o estudo de sua fragilidade ambiental.

Sendo assim, sob um ponto de vista ambiental, a formulação de uma carta de fragilidade ambiental auxiliaria "[...] em um diagnóstico-síntese que pode perfeitamente nortear as intervenções antrópicas futuras e corrigir as presentes. É, portanto um instrumento importante no trabalho de planejamento físico territorial" (ROSS, 1997, p.33).

No Brasil, o planejamento territorial está previsto pelo instrumento denominado **Zoneamento Ecológico-Econômico - ZEE**. O ZEE é instrumento para planejar e ordenar o território brasileiro, harmonizando as relações econômicas, sociais e ambientais que nele acontecem. Já contemplado na Lei n.º 6.938/81 que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981), o zoneamento ecológico foi citado na alteração do Código Florestal Brasileiro pela Medida Provisória n.º 2.166-67, de 2001 (BRASIL, 2001). O ZEE está contemplado especialmente pelo artigo 16.º do Código Florestal, que estabelece que o zoneamento ecológico, quando existente, deve ser considerado quando da localização da reserva legal nas propriedades rurais, competência esta dos órgãos ambientais, conforme citado no item III, § 4.º do art. 16 (BRASIL, 2001):

(Lei 4771/65 - Redação dada pela Medida Provisória n.º 2.166-67, de 2001)

Art. 16. As florestas e outras formas de vegetação nativa, ressalvadas as situadas em área de preservação permanente, assim como aquelas não sujeitas ao regime de utilização limitada ou objeto de legislação específica, são suscetíveis de supressão, desde que sejam mantidas, a título de reserva legal, no mínimo:

I - oitenta por cento, na propriedade rural situada em área de floresta localizada na Amazônia Legal;

II - trinta e cinco por cento, na propriedade rural situada em área de cerrado localizada na Amazônia Legal, sendo no mínimo vinte por cento na propriedade e quinze por cento na forma de compensação em outra área, desde que esteja localizada na mesma microbacia, e seja averbada nos termos do § 7.º deste artigo;

III - vinte por cento, na propriedade rural situada em área de floresta ou outras formas de vegetação nativa localizada nas demais regiões do País; e

IV - vinte por cento, na propriedade rural em área de campos gerais localizada em qualquer região do País. (grifo da autora)

§ 1.º O percentual de reserva legal na propriedade situada em área de floresta e cerrado será definido considerando separadamente os índices contidos nos incisos I e II deste artigo.

§ 2.º A vegetação da reserva legal não pode ser suprimida, podendo apenas ser utilizada sob regime de manejo florestal sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos estabelecidos no regulamento, ressalvadas as hipóteses previstas no § 3.º deste artigo, sem prejuízo das demais legislações específicas.

§ 3.º *Para cumprimento da manutenção ou compensação da área de reserva legal em pequena propriedade ou posse rural familiar, podem ser computados os plantios de árvores frutíferas ornamentais ou industriais, compostos por espécies exóticas, cultivadas em sistema intercalar ou em consórcio com espécies nativas*

§ 4.º *A localização da reserva legal deve ser aprovada pelo órgão ambiental estadual competente ou, mediante convênio, pelo órgão ambiental municipal ou outra instituição devidamente habilitada, devendo ser considerados, no processo de aprovação, a função social da propriedade, e os seguintes critérios e instrumentos, quando houver:*

I - o plano de bacia hidrográfica;

II - o plano diretor municipal;

III - o zoneamento ecológico-econômico (grifo da autora);

IV - outras categorias de zoneamento ambiental; e

V - a proximidade com outra Reserva Legal, Área de Preservação Permanente, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida.

§ 5.º *O Poder Executivo se for indicado pelo Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE e pelo Zoneamento Agrícola, ouvidos o CONAMA, (grifo da autora) o Ministério do Meio Ambiente e o Ministério da Agricultura e do Abastecimento, poderá:*

I - reduzir, para fins de recomposição, a reserva legal, na Amazônia Legal, para até cinquenta por cento da propriedade, excluídas, em qualquer caso, as Áreas de Preservação Permanente, os ecótonos, os sítios e ecossistemas especialmente protegidos, os locais de expressiva biodiversidade e os corredores ecológicos; e

II - ampliar as áreas de reserva legal, em até cinquenta por cento dos índices previstos neste Código, em todo o território nacional.

O Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) é considerado um instrumento de gestão tão importante que pode inclusive permitir a redução dos percentuais de RL, no caso da Amazônia, ou ainda, aumentar o pErcentual de 20% nas demais regiões como no caso do Paraná. Já a regulamentação do ZEE (Decreto Federal n.º 4.297, de 10 de julho de 2002), estabeleceu um conteúdo mínimo para integrar sua composição, dividindo o território em zonas, de acordo com as necessidades de proteção, conservação e recuperação dos recursos naturais e do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2002). Da mesma forma, estabelece que o diagnóstico ambiental necessário para formulação do zoneamento deve conter no mínimo:

I - Unidades dos Sistemas Ambientais, definidas a partir da integração entre os componentes da natureza;

II - Potencialidade Natural, definida pelos serviços ambientais dos ecossistemas e pelos recursos naturais disponíveis, incluindo, entre outros, a aptidão agrícola, o potencial madeireiro e o potencial de produtos florestais não-madeireiros, que inclui o potencial para a exploração de produtos derivados da biodiversidade;

III - Fragilidade Natural Potencial, definida por indicadores de perda da biodiversidade, vulnerabilidade natural à perda de solo, quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos **(grifo da autora);**

IV - indicação de corredores ecológicos (grifo da autora);

Apesar do esforço do MMA, as atividades de zoneamento ecológico econômico no Brasil têm sido efetuadas com maior foco para a região Amazônica, não obstante sua importância para as demais regiões. Trata-se de um instrumento de planejamento de gestão ambiental que pode trazer inúmeros benefícios à população, ao ter como objetivo aspectos como: organizar as decisões dos agentes públicos e privados; manutenção do capital e dos serviços ambientais dos ecossistemas; estabelecer medidas e padrões de proteção ambiental destinados a assegurar a qualidade ambiental. Por fim, o ZEE tem seu maior propósito fundamentado em espacializar um planejamento de forma a estabelecer restrições e alternativas de exploração do território com base em critérios técnicos que considerem a importância ecológica, as limitações e as fragilidades dos ecossistemas, regulamentado pelo Decreto n.º 4.297, de 10 de julho de 2002 (BRASIL, 2002):

Art. 2.º O ZEE, instrumento de organização do território a ser obrigatoriamente seguido na implantação de planos, obras e atividades públicas e privadas, estabelece medidas e padrões de proteção ambiental destinados a assegurar a qualidade ambiental, dos recursos hídricos e do solo e a conservação da biodiversidade, garantindo o desenvolvimento sustentável e a melhoria das condições de vida da população.

Art. 3.º O ZEE tem por objetivo geral organizar, de forma vinculada, as decisões dos agentes públicos e privados quanto a planos, programas, projetos e atividades que, direta ou indiretamente, utilizem recursos naturais, assegurando a plena manutenção do capital e dos serviços ambientais dos ecossistemas. Parágrafo único. O ZEE, na distribuição espacial das atividades econômicas, levará em conta a importância ecológica, **as limitações e as fragilidades dos ecossistemas, estabelecendo vedações, restrições e alternativas de exploração do território** e determinando, quando for o caso, inclusive a realocação de atividades incompatíveis com suas diretrizes gerais **(grifo nosso)**.

Desta forma, o presente estudo tem o objetivo de contribuir neste processo de planejamento para a região Centro Sul do Estado do Paraná, indicando uma metodologia que permite o zoneamento ambiental, considerando aspectos relevantes de fragilidade do meio abiótico, do meio biótico e, por fim, estabelecendo zonas prioritárias para restauração, conservação e corredores ecológicos, conforme proposto pelo Decreto n.º 4.297/2002 (BRASIL, 2002).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A delimitação da área objeto do estudo foi realizada compreendendo a ocorrência dos maiores índices de cobertura florestal remanescente de FOM no Paraná, região Centro Sul do Estado, com o objetivo de fornecer elementos que permitam aos órgãos responsáveis pela gestão ambiental no estado (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA e Instituto Ambiental do Paraná - IAP), planejar e adotar políticas necessárias à sua conservação.

Portanto, foi delimitada toda a região Centro Sul para o estudo, em função da abrangência dos quatro escritórios regionais do IAP (regionais de Irati, União da Vitória, Pato Branco e Guarapuava) com maior índice de cobertura da área remanescente da FOM, compreendendo 4.014.531,00 ha, inseridos em 51 municípios, que ao total possuem 496 ha de remanescentes florestais (Figura 5, Anexo 1 – Lista de municípios da região e área de remanescentes florestais).



FIGURA 5 - LOCALIZAÇÃO DA REGIÃO DO ESTUDO – região Centro Sul do Estado do Paraná

ERIRA – Escritório reginoa IAP Irati

ERUVI – Escritório reginoa IAP União da Vitória

ERPAB – Escritório reginoa IAP Pato Branco

ERGua – Escritório reginoa IAP Guarapuava

A região está inserida em compartimentos geomorfológicos denominados por Maack (1968) de "Segundo e Terceiro Planalto Paranaense" na Bacia Sedimentar do Rio Paraná.

Integrando o Segundo Planalto Paranaense ocorrem três compartimentos geomorfológicos, conforme o Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná (MINEROPAR, 2006): Planaltos Residuais da Formação Serra Geral, Planalto de Prudentópolis e Planalto do Alto Ivaí. Estes compartimentos ficam localizados entre a Serra da Esperança em direção leste, geologicamente marcando a transição dos basaltos da Formação Serra Geral para as rochas sedimentares que ocorrem abaixo (Formações Piramboia/Botucatu, Rio do Rasto e Teresina).

A oeste da serra da Esperança, já no Terceiro Planalto Paranaense e inteiramente posicionados sobre os basaltos da Formação Serra Geral, encontram-se os Planaltos da Foz do Areia/Ribeirão Claro, Pitanga/Ivaipora e de Palmas/Guarapuava. As formas que dominam o terceiro planalto são esculpidas nos extensos derrames vulcânicos. Pertencem ao Grupo São Bento, o qual compreende as formações Botucatu, Caiuá e Serra Geral. Essa última formação engloba as rochas relacionadas com o trapp basáltico toleítico, resultante do maior vulcanismo de fissura do planeta, que ocorreu recobrando os arenitos eólicos Botucatu (MINEROPAR, 2006).

As diferentes configurações geomorfológicas abrangidas pela região do estudo apresentam-se como vales encaixados das principais drenagens (domínio da Floresta Estacional Semidecidual), terrenos forte-ondulados (domínio da Floresta Ombrófila Mista) e suave-ondulados planálticos (domínio das Estepes) (PARANÁ, 2006).

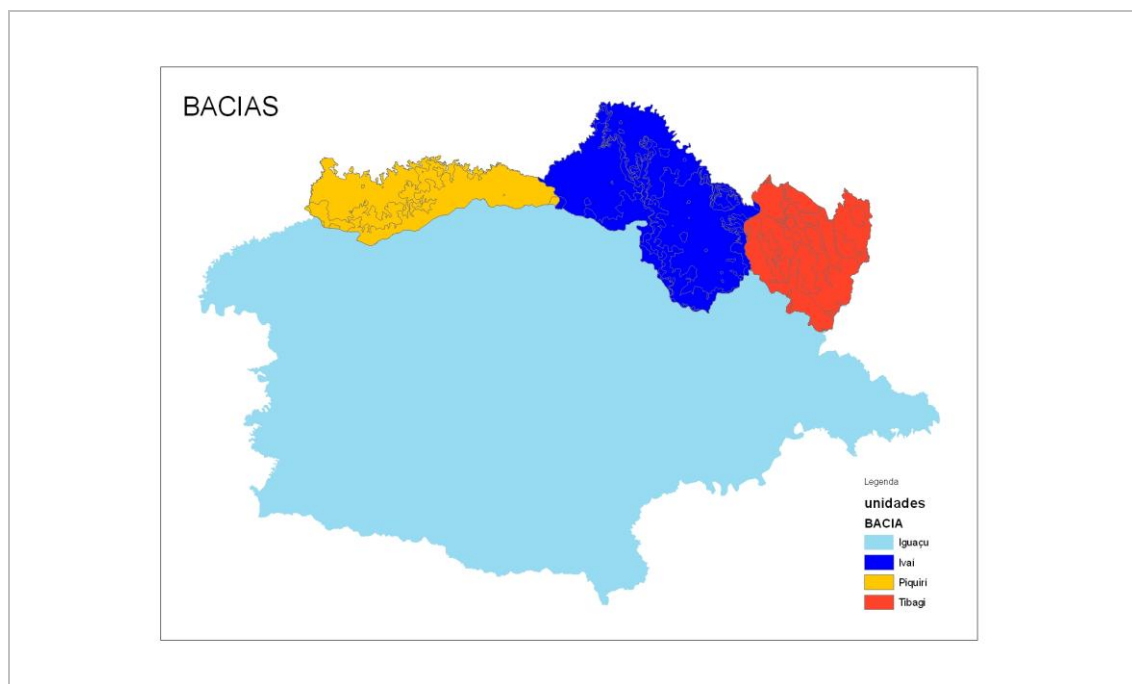


FIGURA 6 - BACIAS HIDROGRÁFICAS DA REGIÃO DO ESTADO
FONTE: Fonte: Banco de dados SUDERRHSA (2006)

A região do estudo compreende quatro grandes bacias do Paraná: Iguaçu, Tibagi, Ivaí e Piquiri (Tabela 8; Figura 6), todas com escoamento principal para oeste, em direção ao rio Paraná. A maior parte da região estudada está contida na bacia hidrográfica do rio Iguaçu (78%), que apresenta área de drenagem total de aproximadamente 63.000 km², sendo 83,3% situados em território paranaense (PARANÁ, 2006).

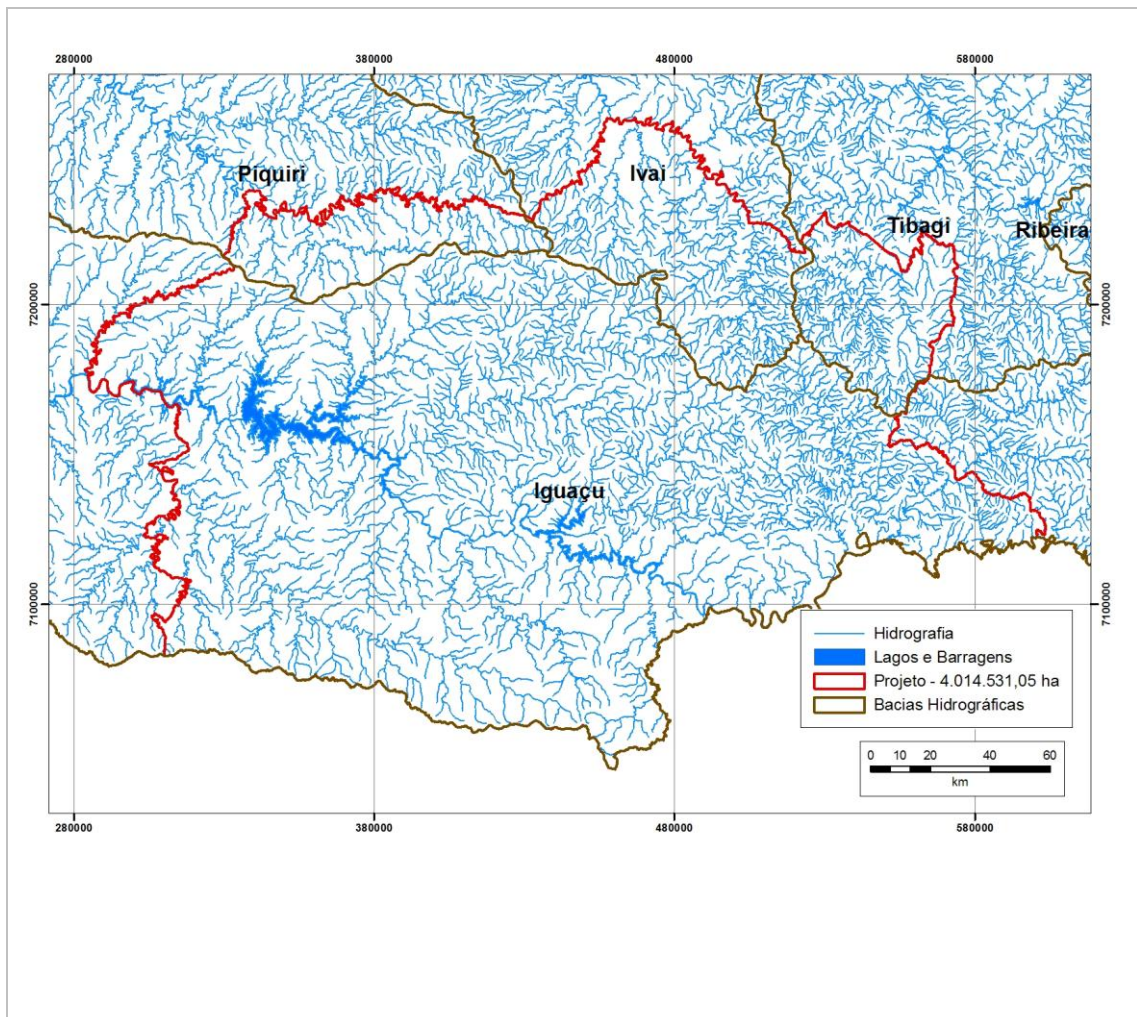


FIGURA 7 - DIVISÃO DE MICROBACIAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

Fonte: Banco de dados SUDERRHSA

TABELA 8 – DISTRIBUIÇÃO DA REGIÃO DO ESTUDO POR BACIA HIDROGRÁFICA

BACIA	ÁREA	
	ha	%
Iguaçu	3.131.440,86	78,00
Ivaí	427.166,01	10,64
Piquiri	223.662,33	5,57
Tibagi	232.193,78	5,78
TOTAL	4.014.531,00	100,00

As nascentes do rio Iguaçu estão localizadas no Planalto de Curitiba, na frente meridional da Serra do Mar, que após 1.275 km, deságua no rio Paraná. Os vales e afluentes do rio Iguaçu, abaixo de 700 m de altitude, originalmente ocupados pela Floresta Estacional Semidecidual, foram quase integralmente impactados pelas barragens das hidrelétricas de Salto Santiago, Salto Osório, Foz do Areia, Segredo, Caxias e Jordão, restando praticamente apenas manchas de florestas nas áreas de maiores declives. Na Figura 8 observa-se a presença das serras da Esperança/Cadeado e de São Luís do Purunã, que marcam os limites entre os planaltos paranaenses e são transpostas pelo rio Iguaçu, através de vales de ruptura (PARANÁ, 2006).

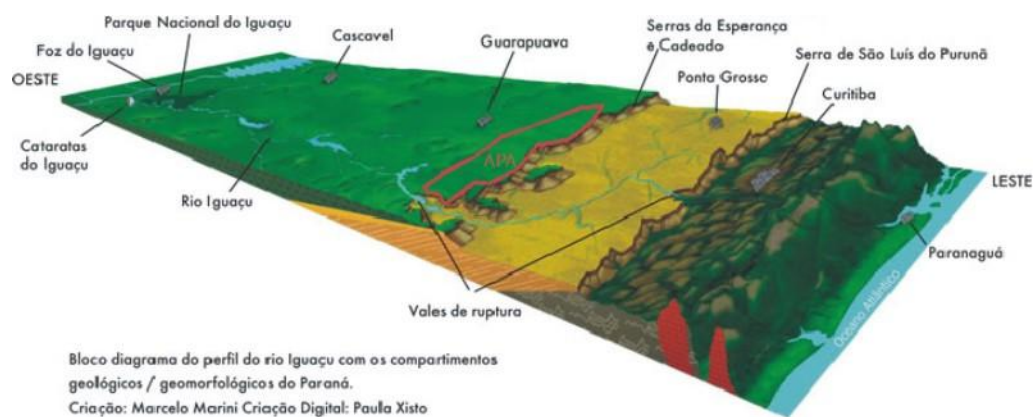


FIGURA 8 - CONCEPÇÃO TRIDIMENSIONAL DOS PRINCIPAIS COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO ESTADO DO PARANÁ
FONTE: MINEROPAR (2006)

A gestão dos recursos naturais por bacias hidrográficas é de competência dos Comitês de bacias, os quais, na medida em que estejam implantados, têm grande importância da gestão da política ambiental, uma vez que constituem o fórum de decisão das ações a serem realizadas na sua área de abrangência. Têm por principais atribuições: a) aprovar o Plano de Bacia em sua área de atuação; b) propor critérios e normas gerais para outorga de direito de uso dos recursos hídricos; c) aprovar proposição de mecanismos de cobrança pelo direito de uso dos recursos hídricos e dos valores a serem cobrados e d) estabelecer critérios e promover o rateio das obras de uso múltiplo de interesse comum ou coletivo. Foram regulamentados pela Lei Estadual n.º 12.726 de 26 de novembro de 1999 e decreto de regulamentação, Decreto Estadual n.º 2.315 de 17 de julho de 2000.

Atualmente no Paraná estão criados cinco Comitês de Bacias: Alto Iguaçu/ Afluentes do Alto Ribeira; Tibagi; Paraná 3; Pirapó/Paranapanema 3 e 4 e do rio Jordão, sendo este último o único da região estudada.

Além dos recursos hídricos superficiais, destaca-se a importância dos aquíferos subterrâneos. Na região do estudo encontra-se o aquífero Guarani, que possui uma área de aproximadamente 131.300 km², no Estado do Paraná, abrangendo toda a extensão do Terceiro Planalto Paranaense. A espessura média do aquífero é de 250 m, com vazões possíveis de extração em torno de no máximo 250m³/h. Sua área de afloramento no Paraná abrange cerca de 2.150 km², distribuída ao longo de uma estreita faixa de direção norte a sul, localizada a oeste de Curitiba (GOMES; FILIZOLA; SPADOTTO, 2006). A recarga direta do aquífero ocorre nas suas áreas de afloramento na escarpa da Serra da Esperança, reforçando a importância da conservação dos ambientes naturais da região, para garantir a recarga e evitar a contaminação das águas subterrâneas.

Os solos desta imensa área de dispersão variam muito quanto à classe e origem, podendo ser desde os Litólicos e afloramentos rochosos até profundos Latossolos ou Solos Aluviais e Orgânicos. No quadro 2 são apresentados os solos predominantes na região do estudo, conforme a Figura 9 (EMBRAPA, 2008). No capítulo referente à resultados, são apontados, de forma detalhada, os níveis de fragilidade e limitações referentes aos aspectos pedológicos.

QUADRO 2 - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS NA REGIÃO DO ESTUDO

Neossolos Litólicos Distróficos
Neossolos Litólicos Eutróficos
Neossolos Litólicos Húmicos
Gleissolos Háplicos
Gleissolos Melânicos
Cambissolos Háplicos Alumínicos
Cambissolos Háplicos Tb Distróficos
Cambissolos Húmicos Alumínicos
Cambissolos Húmicos Distróficos
Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos
Nitossolos Háplicos Alumínicos
Nitossolos Háplicos Distróficos
Nitossolos Háplicos Eutróficos
Nitossolos Háplicos Eutroféricos
Nitossolos Háplicos Distroféricos
Latossolos Vermelhos Distroférico
Latossolos Vermelhos Distróficos
Latossolos Vermelhos Eutroféricos

FONTE: EMBRAPA (2008)

A região do estudo com 4.014.531 ha, compreende em sua maior parte Floresta Ombrófila Mista (76,66) e 15,01% de Estepe (Campos), seguido de Floresta Estacional Semidecidual (8,33%).

TABELA 9 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS NA REGIÃO DO ESTUDO

REGIÕES	ÁREA ha	%
Floresta Ombrófila Densa	-	-
Floresta Ombrófila Mista	3.077.560,57	76,66
Floresta Estacional Semidecidual	334.430,20	8,33
Campos	602.540,29	15,01
Cerrados	-	-
Área Total	4.014.531,05	100

FONTE: Base - mapeamento Maack (1950), modificada por Roderjan, Kuniyoshi e Galvão (1993)

Os relevos mais acidentados da região da Floresta Ombrófila Mista, pouco aptos à agricultura intensiva e, em parte, com limitações pedológicas, tiveram na exploração madeireira seletiva e na agricultura extensiva as principais atividades, quando se observa atualmente um mosaico de remanescentes das florestas originais em meio a distintas fases da sucessão vegetal (PARANÁ, 2006).

Conforme descrito no Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Serra da Esperança, predominam na região formações no estágio médio e avançado de sucessão, sendo o estágio inicial pouco frequente devido à rápida conversão destas áreas para a incipiente agricultura regional ou mais provavelmente para a implantação de povoamentos de *Pinus sp.* Cabe destacar que a conversão de áreas nativas para plantios desta espécie exótica invasora tem se tornado uma prática constante em toda região do estudo, representando assim uma séria ameaça à biodiversidade regional.

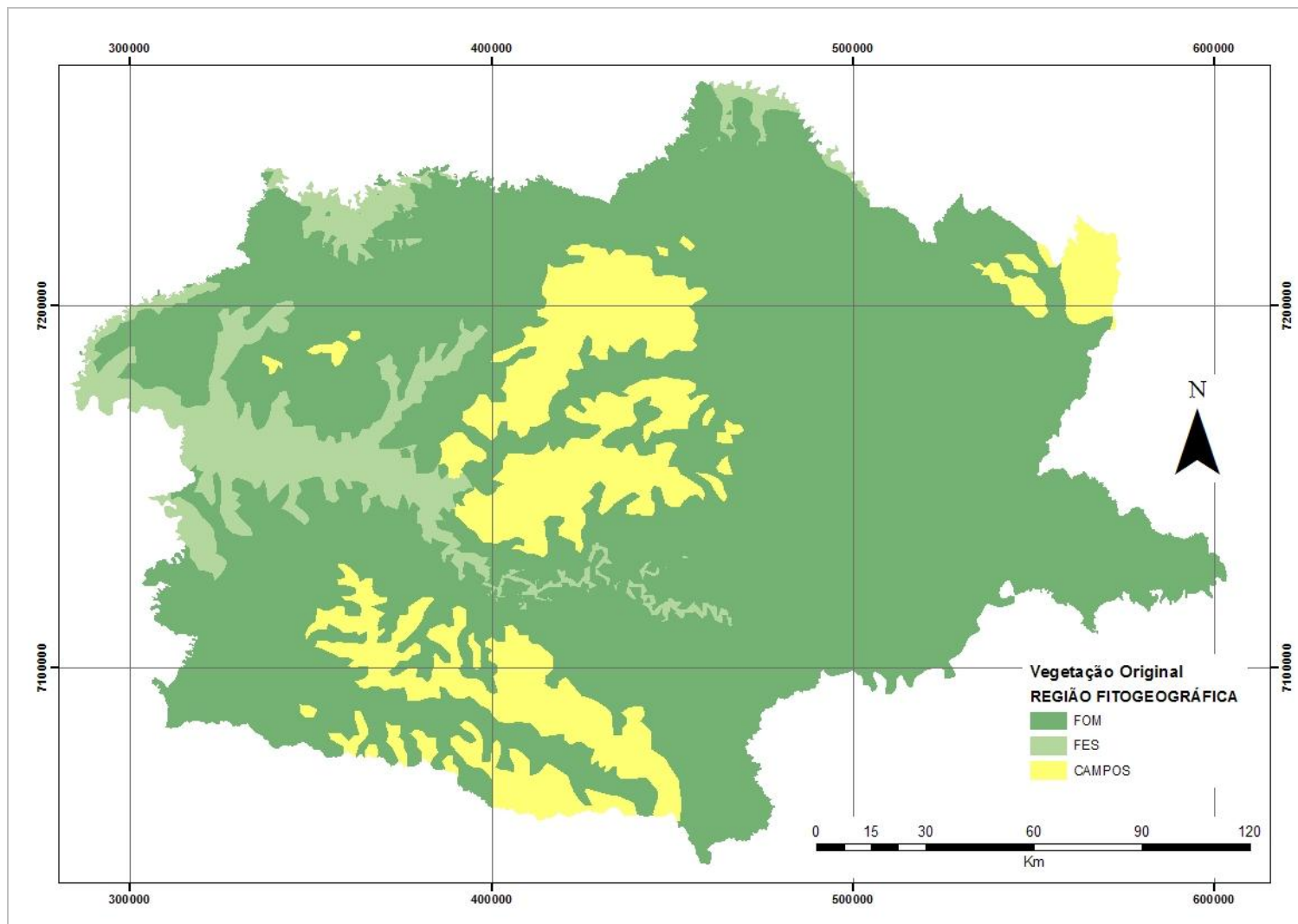


FIGURA 10 - REGIÕES FITOGEográfICAS NA ÁREA DO ESTUDO
FONTE: Maack (1968), adaptado por Roderjan, Kuniyoshi e Galvão (1993)

Conforme a Avaliação Ecológica Rápida (AER) realizada pelo projeto Paraná Biodiversidade para a região da FOM (Corredor Araucária), foram registradas 85 espécies de mamíferos, 297 espécies de aves, 42 espécies de répteis, 33 espécies de anfíbios anuros e 66 espécies de peixes (PARANÁ, 2006).

Confrontando os dados, avaliando somente do grupo de 85 mamíferos que foram listados pela AER para a região da FOM, com os do Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Paraná (MIKICH; BÉRNILS, 2004), foram constatadas quatro espécies criticamente ameaçadas (CR), três consideradas em perigo (EN), onze vulneráveis (VU) e oito com falta de dados para a determinação de seu status de ameaça (DD). As demais 59 espécies, não constam (NC) no referido livro.

Pode-se ainda observar que, em relação ao número de espécies de mamíferos do Paraná em cada categoria (10 CR, 5 EN, 16 VU e 24 DD), 40% dos mamíferos criticamente ameaçados (CR) do Estado ocorrem na Floresta Ombrófila Mista do Centro Sul. O mesmo pode ser observado para 60% das espécies em perigo (EN) e 68,75% das espécies vulneráveis (VU). Dos 31 mamíferos efetivamente classificados em 2004 como ameaçados (CR, EN e VU), 18 ocorrem na FOM (58,06%).

Em relação à avifauna, foram observadas oito espécies ameaçadas na região da FOM. Cinco são consideradas ameaçadas no âmbito global, três no Brasil e cinco no Paraná. Existem 49 espécies endêmicas dessa região (PARANÁ, 2006).

Quanto os répteis a região concentra o maior número de espécies endêmicas da FOM do Estado do Paraná. Para os anfíbios anuros duas das espécies listadas constam na Lista Vermelha de Animais Ameaçados de Extinção do Estado do Paraná. Também para a ictiofauna a região apresenta 16 espécies reconhecidas como endêmicas (PARANÁ, 2006).

Foi observado que, de uma listagem de 82 espécies de mamíferos identificadas pela Avaliação Ecológica Rápida (ERA - PARANÁ, 2006) na região da Floresta Ombrófila Mista do Centro Sul do Paraná, 41 espécies utilizam itens de origem vegetal em sua dieta, como frutos, grãos, folhas e néctar, entre outros. Portanto, 50% do total de espécies da comunidade dependem diretamente da vegetação nativa para se alimentar.

De maneira geral, a maior ameaça à fauna do Estado é a destruição ou alteração dos ambientes naturais, sejam eles terrestres ou aquáticos. Esta ameaça, que engloba os desmatamentos, a implantação de extensas áreas agrícolas, pastagens e monoculturas

exóticas, as atividades de exploração mineral e as alterações físicas e estruturais dos corpos d'água, é a principal responsável pela situação de 88% das espécies constantes no Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Paraná (MIKICH; BÉRNILS, 2004).

Espécies de grandes mamíferos como a onça-pintada (*Panthera onca*), a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*) e de aves como o gavião real (*Harpia harpyja*) e a jacutinga (*Pipile jacutinga*) contam com registros muito esporádicos e, em alguns casos, já antigos (i.e., acima de 20 anos). Já outras espécies, tais como o puma (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) encontram-se entre as espécies com maiores riscos de extinção em curto espaço de tempo, caso as pressões não sejam minimizadas (PARANÁ, 2006).

As espécies com maiores requisitos de tamanho de área de vida que ocorrem na região são o queixada e a onça pintada. Especificamente para o queixada, que já desapareceu de certas regiões incluídas na sua área de distribuição natural (MIKICH; BÉRNILS, 2004), os remanescentes florestais estudados por Vidolin (2009) na região de Palmas e Bituruna, sobretudo aqueles que apresentam mosaico paisagístico constituído por manchas de ambientes úmidos, mesmo que em pequena proporção de área, constituem-se um dos poucos locais no Estado do Paraná onde a espécie ainda pode ser encontrada. Para a autora, a paisagem formada pelo conjunto dessas áreas é de grande importância para a manutenção das populações da anta e do queixada, e pode atuar como área fonte para a sustentabilidade de populações inseridas em programas de conservação das espécies.

Quanto à utilização do solo, nas regiões menos favorecidas pelas possibilidades de prática da agricultura moderna, na região da FOM ainda predominam atividades econômicas tradicionais, como as culturas agrícolas de subsistência, a extração de erva-mate e o pastoreio sob cobertura florestal. Na região Centro Sul, podem ser encontrados os Sistemas de Faxinais cuja principal característica se refere às criações comunitárias em áreas florestais. Nesse sistema, pratica-se atividades silvipastoris não tecnificadas, caracterizadas pelo extrativismo da erva-mate e a criação de animais domésticos. Muito embora menos impactante que a monocultura e pecuária extensiva, este sistema tem degradado a vegetação nativa, que descaracterizada de sua formação original, resulta em mosaicos vegetacionais de difícil diferenciação sucessional. Este sistema tem sido submetido à pressões

para a reconversão à monocultura e pressões de empresas madeireiras e de celulose, o que resultou em um forte processo de desagregação do sistema faxinal. A baixa rentabilidade destas atividades e o êxodo rural decorrente têm determinado o abandono de muitas áreas, com a consequente formação de mosaicos vegetacionais em distintas fases sucessionais. (PARANÁ, 2006).

Embora possa haver uma pressão significativa na área que ocupam, não implica que a agricultura familiar seja a atividade mais impactante na FOM. Segundo o Censo Agropecuário (IBGE, 2006), no Paraná os estabelecimentos rurais familiares (até 50 ha) correspondem a 80% do número total de propriedades, mas ocupam apenas 25% da área total dos estabelecimentos rurais.

O Plano de Manejo da APA da Serra da Esperança destaca o perfil socioeconômico das famílias que residem nas áreas remanescentes de florestas com araucária, identificando as diferentes formas de percepção, uso e de manejo dos recursos naturais: a) avanço da fronteira agrícola; b) desmatamento dos remanescentes florestais; c) concentração e centralização da terra; d) intensificação dos processos agrícolas; e) perda significativa da biodiversidade e do solo; f) êxodo rural (PARANÁ, 2009).

O estudo ressalta que, em que pesem as maiores limitações dos recursos naturais, a atividade agrícola na APA é tão significativa quanto no resto do Estado. Isso implica que a pressão sobre os remanescentes florestais na região é significativa e tende a se acentuar. Observa-se o predomínio de propriedades de agricultura familiar, cujos rendimentos do trabalho agrícola estão diminuindo. A tendência é a compensação da renda se realizar pela sobre-exploração do recurso natural (intensificação do uso do solo, extrativismo florestal). A atividade extrativa vegetal no Estado é quase que exclusiva na área da região da FOM.

De forma geral, agropecuária da região rumo para uma articulação com a agroindústria, na intenção de garantir mercado e rentabilidade. O crescimento da produção de grãos a partir da década de 90, em especial da soja (47%) e do milho (80%), vem subsidiando a sustentação da produção pecuária que, no período 1990-2001, cresceu substancialmente: aves 51,37%, bovinos 38,16%, leite 115,89%, ovos 64,56% e suínos 122,73% (IPARDES, 2007).

3.2 ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA REGIÃO

O estudo do governo do Paraná (MUCHAILH *et al.*, 2010) que culminou na Resolução Conjunta SEMA/IAP 005/2009, definiu as Áreas Estratégicas para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Paraná (Figura 11). O objetivo foi o estabelecimento de prioridade de ação para proteção e recomposição.

Para a delimitação das áreas estratégicas, foram considerados levantamentos realizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), pelo projeto Rede da Biodiversidade, as Unidades de Conservação e seus Entornos Protetivos e as áreas já mapeadas como prioritárias pelo Decreto Estadual n.º 3.320, de 12 de julho de 2004 (PARANÁ, 2004).



FIGURA 11 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO PARANÁ
FONTE: MUCHAILH *et al.* (2010)

De acordo com este mapeamento, aplicando-se sobre a região do estudo, haveria a necessidade de conservação de 1.124.724 ha, compostos de

remanescentes florestais existentes, áreas protegidas, com especial destaque, a Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra da Esperança, e mais 12 Unidades de Proteção Integral (PI), além de seus entornos protetivos. Como Áreas Estratégicas para Restauração foram indicados 894.373 ha, em função de ou estarem no entorno protetivo de UCs PI, ou ainda, para formação de corredores ao longo dos rios.

TABELA 10 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A BIODIVERSIDADE NO PARANÁ E NA ÁREA DE ESTUDO

ZONEAMENTO ÁREAS ESTRATÉGICAS	ÁREA (ha)	% PR	% ESTUDO
Área do Estudo	4.014.531	20,09	100,00
Áreas Estratégicas Para Conservação	1.124.724	5,63	28,02
Áreas Estratégicas Para Restauração	894.373	4,48	22,28
Total Áreas Estratégicas	2.019.097	10,11	50,30

FONTE: Muchailh *et al.* (2010)

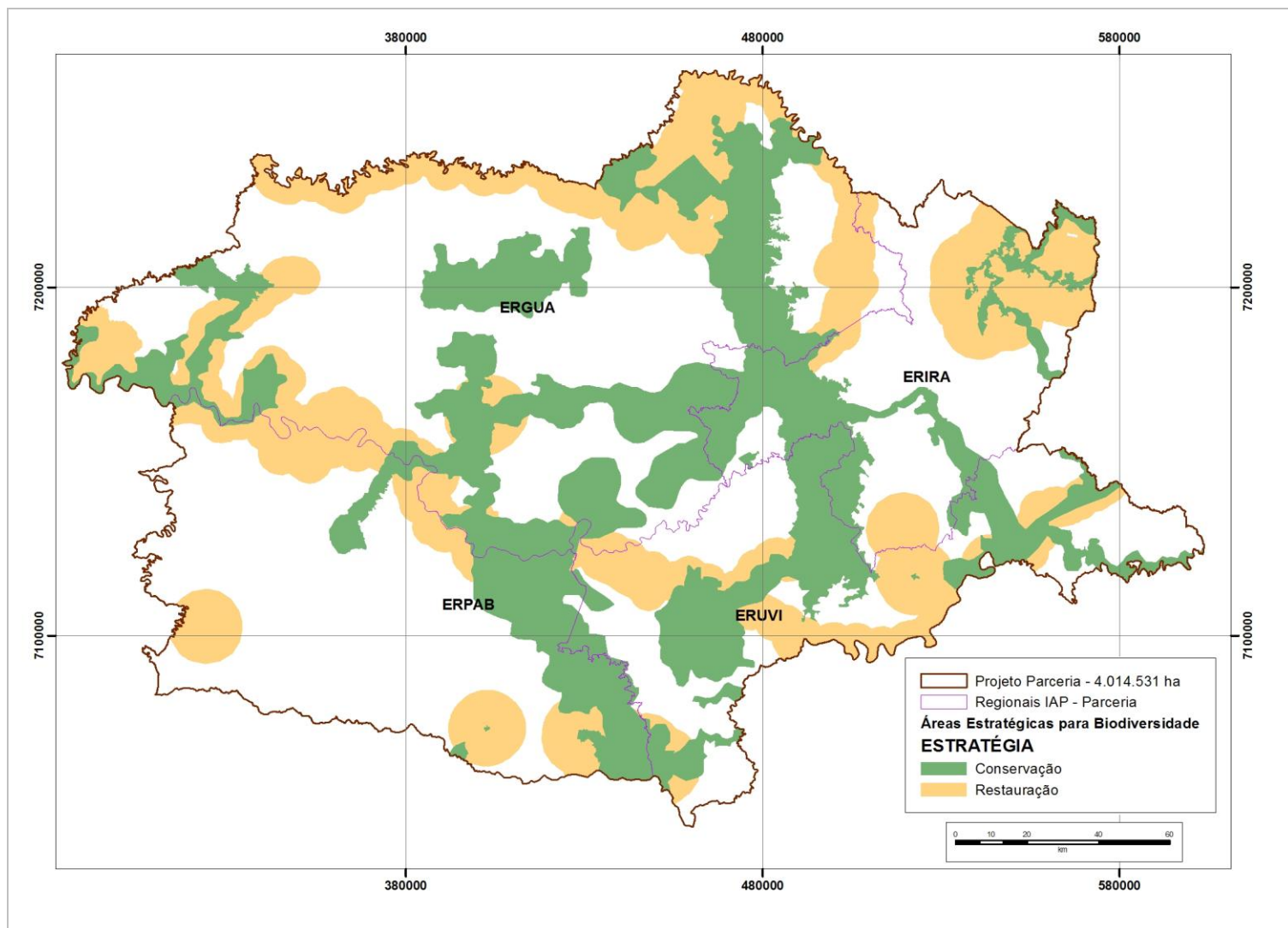


FIGURA 12 - ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA REGIÃO DO ESTUDO
 FONTE: Muchailh *et al.* (2010)

3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.3.1 Uso de Sistema de Informações Geográficas - SIG

Este estudo tem como base a metodologia para o planejamento de paisagens fragmentadas desenvolvida por Muchailh (2007), que propõe primeiramente a definição das áreas de maior fragilidade com base em critérios abióticos, a identificação das áreas de maior importância a serem conservadas, por critérios bióticos e, por último, a análise de parâmetros da estrutura da paisagem (conectividade estrutural).

O cruzamento de todas as informações foi efetuado por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que, conforme Martins *et al.* (1998), é uma ferramenta essencial para o planejamento de paisagens.

Neste estudo, As edições dos mapas e imagens foram executadas com uso do programa computacional ARCGIS 9. A obtenção dos dados estatísticos e de métricas da paisagem foi realizada por meio do programa Fragstats 3.3 (McGARIGAL; MARKS, 1995).

A metodologia da fragilidade empírica utilizada teve como base aquela proposta por Ross (1994) que fundamenta-se no princípio de que a natureza apresenta funcionalidade intrínseca entre seus componentes abióticos e bióticos. Os procedimentos operacionais para a sua construção exigem num primeiro instante os estudos básicos do relevo, solo, geologia, clima, uso da terra e cobertura vegetal etc. Portanto, segundo estes princípios, após a análise individualizada de cada critério, essas informações foram analisadas de forma integrada gerando um produto síntese que expressa os diferentes graus de fragilidade que o ambiente possui em função de suas características pedogenéticas.

O procedimento de análise de multicritérios é muito utilizado em geoprocessamento, pois se baseia justamente na lógica básica da construção de um SIG: seleção das principais variáveis que caracterizam um fenômeno, já realizando um recorte metodológico de simplificação da complexidade espacial; representação

da realidade segundo diferentes variáveis, organizadas em camadas de informação; combinação das camadas de variáveis, integradas na forma de um sistema, que traduza a complexidade da realidade; identificação e correção das relações construídas entre as variáveis mapeadas (MOURA, 2007).

Assim, a utilização de informações baseadas em imagens de satélites e o uso de SIG possibilitaram o cruzamento dos atributos abióticos e bióticos de forma a valorar a fragilidade e as potencialidades, resultando num zoneamento ecológico para a região (Figura 13).

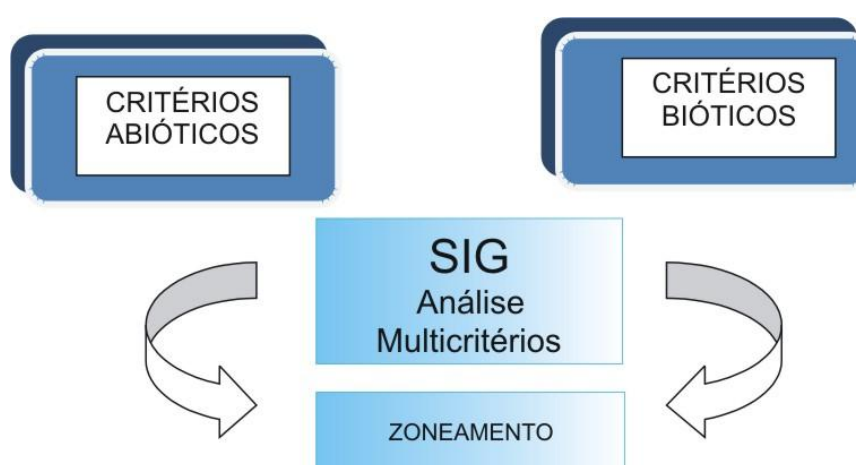


FIGURA 13 - ESQUEMA DE CRITÉRIOS PARA O ZONEAMENTO

3.3.2 Elaboração dos mapas de caracterização do meio abiótico

Para a elaboração dos mapas das caracterizações abióticas foram utilizadas as seguintes bases cartográficas:

- Classes de Declividade – Base Estado do Paraná, Escala 1:50.000.
- Classes de solos - Base EMBRAPA 2008, Escala 1:250.000.
- Classes de Altimetria - Base Estado do Paraná, Escala 1:50.000.
- Hidrografia: Base Estado do Paraná SEMA 2008 – Escala 1:50.000
 - Áreas de Preservação Permanente – em função do corpo hídrico: base TNC (PACTO..., 2009) as seguintes distâncias foram consideradas:
 - 30 m nas margens dos córregos e rios com largura inferior a 10 m;

- 100 m, circundando os reservatórios e rios com largura superior a 10 m, 50 m para as nascentes.

Cabe ressaltar que no mapeamento realizado pela TNC (PACTO...,2009), usado como base para simulação APP's, as distâncias consideradas foram simplificadas com relação ao contido no artigo 2º da Lei 4771/65 (Código Florestal). Enquanto que pela legislação as margens consideradas APP's variam entre 30 e 600 metros, o mapeamento considerou uma largura de APP's máxima de 100 m. Portanto, os resultados de áreas consideradas APP's estarão aquém do previsto pela legislação atual.

3.3.2.1 Mapeamento de classes de declividade

O procedimento técnico-operacional utilizado para a confecção do mapeamento para este critério, é uma derivação dos procedimentos apresentados no modelo de análise empírica proposto por Ross (1994), e, como modificação proposta por Kawakubo *et al.* (2005), ao invés de utilizar os índices de dissecação do relevo como suporte para a confecção da carta-síntese de fragilidade, foram estabelecidas classes de declividade.

Para se estabelecer os intervalos das classes de declividade foram utilizados os intervalos já consagrados nos estudos de Capacidade de Uso/Aptidão Agrícola associados aos valores já conhecidos de limites críticos de geotecnia. Portanto, os intervalos de declividade indicam respectivamente a intensidade dos processos erosivos, dos riscos de escorregamento/deslizamento e inundações frequentes.

Desta forma, as classes de declividade foram hierarquizadas em cinco categorias conforme tabela 11. Os escores foram determinados adaptando-se da metodologia proposta por Crepani *et al.* (2001), que considera que os valores próximos de 1,0 da escala de vulnerabilidade estão associados a pequenos ângulos de inclinação das encostas, situação em que prevalecem os processos formadores de solo da pedogênese, e os valores máximos, associados a situações de maior declividade, onde prevalecem os processos erosivos da morfogênese.

TABELA 11 - CLASSES DE FRAGILIDADE POTENCIAL CONFORME CRITÉRIO DECLIVIDADE

CLASSES DE FRAGILIDADE POTENCIAL	DECLIVIDADE ⁽¹⁾	%	GRAUS	ESCORE ⁽²⁾
Muito baixa	Muito fraco	< 6	< 3	1,0
Baixa	Fraco	6 a 12	3 - 7	1,5
Média	Médio	12 a 20	7-11	2,0
Alta	Forte	20 a 30	11-17	2,5
Muito alta	Muito forte	> 30	> 17	4,0

FONTES: Adaptado de (1) Spörl e Ross (2004), (2) Crepani *et al.* (2001)

3.3.2.2 Mapeamento de solos

Tendo como base o mapeamento de solos realizado pela EMBRAPA (2008), na escala 1:250.000 (Figura 14), os solos que ocorrem na região do estudo foram classificados em diferentes níveis de vulnerabilidade, adaptando a metodologia adotada por Crepani *et al.* (2001), onde a principal característica considerada para estabelecer as classes de vulnerabilidade do critério pedologia é o grau de desenvolvimento ou *maturidade* do solo (Tabela 12). Os escores estabelecidos pelos autores variam entre 1 (baixa vulnerabilidade), 2 (média vulnerabilidade), 2,5 (alta vulnerabilidade) e 3 para vulnerabilidade muito alta. No intuito de ressaltar as áreas com maiores escores, neste estudo foi alterado o escore de 3 para 4, destacando a importância da limitação de uso destes solos altamente vulneráveis.

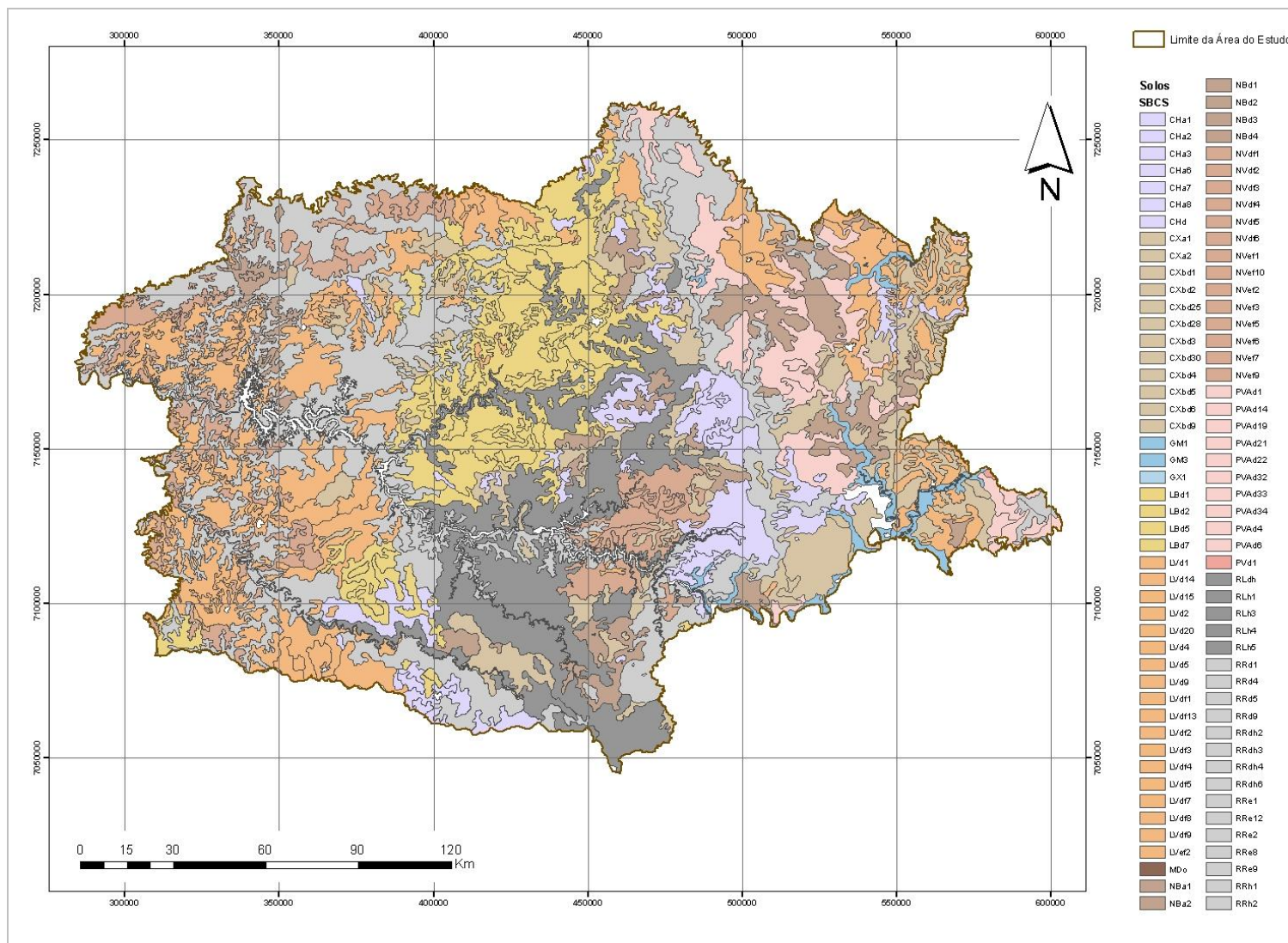


FIGURA 14 - MAPA DE SOLOS DA REGIÃO DO ESTUDO
 FONTE: EMBRAPA (2008), adaptado de 1999

TABELA 12 -TIPOS DE SOLOS E CLASSES DE VULNERABILIDADE	
SOLOS	ESCORES
Latossolos Vermelhos Distroférrico	1
Latossolos Vermelhos Distróficos	
Latossolos Vermelhos Eutroférricos	
Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos	2
Nitossolos Háplicos Alumínicos	
Nitossolos Háplicos Distróficos	
Nitossolos Háplicos Eutróficos	
Nitossolos Háplicos Eutroférricos	
Nitossolos Háplicos Distroférricos	
Cambissolos Háplicos Alumínicos	2,5
Cambissolos Háplicos Tb Distróficos	
Cambissolos Húmicos Alumínicos	
Cambissolos Húmicos Distróficos	
Neossolos Litólicos Distróficos	4
Neossolos Litólicos Eutróficos	
Neossolos Litólicos Húmicos	
Gleissolos Háplicos	
Gleissolos Melânicos	

FONTE: Adaptado de Crepani *et al.* (2001)

3.3.2.3 Mapeamento Planialtimétrico

A compartimentação hipsométrica permite agrupar áreas em classes de altitudes similares, estabelecendo níveis de fragilidade, que, neste estudo, foram divididos em três classes altimétricas. A definição desta compartimentação foi com base no estudo não publicado "Unidades Fitoambientais do Paraná" (GALVÃO, 2010)²⁵. Este estudo embasou a Resolução SEMA n.º 20, de 03 de junho de 2008, e apresentou a definição de fragilidade por classes altimétricas. As áreas acima de 1.100 m s.n.m. foram definidas como de grande fragilidade ambiental, com escore 5. Já as classes entre 800 a 1100m s.n.m. e 0 a 800m s.n.m., receberam escores de 2 e 1, respectivamente (Tabela 13).

TABELA 13 – NÍVEIS DE FRAGILIDADE POR CLASSES ALTIMÉTRICAS

ALTIMETRIA (m)	NÍVEL DE FRAGILIDADE
0 - 800	1
800-1100	2
>1100	5

²⁵ GALVÃO, F. **Unidades fitoambientais do Paraná**. 2010. Comunicação Pessoal.

3.3.2.4 Métodos de Análise de Fragilidade Abiótica

Utilizando o princípio de análise de multicritérios, para a definição das zonas de fragilidade potencial, foram testados três métodos diferentes de cruzamento de informações.

O método I foi baseado na simples sobreposição das camadas de maiores fragilidades dos aspectos de geomorfologia (declividade), pedologia e altimetria, conforme as classes definidas (Quadro 3).

QUADRO 3 - MÉTODO I DE DEFINIÇÃO DE ZONEAMENTO DE FRAGILIDADE POTENCIAL - SOBREPOSIÇÃO DE CAMADAS DE ZONAS DE GRANDE FRAGILIDADE.

CRITÉRIO	PARÂMETRO UTILIZADO
Geomorfologia	Declividade maior que 30%
Solos	Vulnerabilidade muito alta
Altimetria	Acima de 1.100m s.n.m.

FONTE: Adaptado de Crepani *et al.* (2001), Ross (1994)

Um Método II de cruzamento foi proposto e testado, realizado com a soma dos escores dos critérios abióticos. Primeiramente, somando-se os escores dos critérios geomorfologia e pedologia, e posteriormente, acrescentando o critério altimetria. Considerando que os resultados obtidos neste método não foram satisfatórios, encontra-se detalhado no Apêndice 1.

No intuito de corrigir distorções relativas à soma simples dos escores, que poderia ter subestimado áreas de extrema fragilidade ao serem cruzados os dados, foi elaborado o método III, cujo cruzamento dos escores se deu com a soma dos quadrados dos escores de cada critério.

A utilização deste critério foi efetuada para maximizar os efeitos dos altos escores de fragilidade, minimizando os efeitos redutores que o cruzamento de um critério de alta fragilidade poderia sofrer quando cruzados com um critério de baixa fragilidade. Por exemplo, uma zona de baixa declividade, altitude menor que 800 m, mas com um Gleissolo melânico, de alta vulnerabilidade, poderia ser mascarada pela soma simples dos escores. Enquanto que na soma dos quadrados, o critério de solos altamente vulneráveis ($4 \times 4 = 16$) seria ressaltado, demonstrando a real fragilidade daquele ambiente.

No caso da soma dos quadrados, quando somente um dos critérios for o nível mais alto de fragilidade, balizados de 1 a 4 individualmente, o resultado mínimo final será de 18 (Tabela 14 e Apêndice 2). Assim, foram definidos os escores de fragilidade potencial muito alta, quando os índices que variam entre 18 e 48. Já os imediatamente abaixo, entre 13,6 a 17,9 foram considerados de fragilidade potencial alta e os abaixo de 13,5 considerados zonas de fragilidade potencial média e baixa (Tabela 15).

TABELA 14 – MÉTODO III - CRUZAMENTO DOS ESCORES DOS CRITÉRIOS ABIÓTICOS

CRITÉRIO A GEOMORFOLOGIA	CRITÉRIO B PEDOLOGIA	CRITÉRIO C ALTIMETRIA	SOMA	SOMA DOS QUADRADOS
1	1	1	3	3
1	1	2	4	6
1	1	2	4	6
1	1	4	6	18
1	2	1	4	6
1	2	2	5	9
1	2	2	5	9
1	2	4	7	21
1	2,5	1	4,5	8,25
1	2,5	2	5,5	11,25
1	2,5	2	5,5	11,25
1	2,5	4	7,5	23,25
1	4	1	6	18
1	4	2	7	21
1	4	2	7	21
1	4	4	9	33
2	1	1	4	6
2	1	2	5	9
2	1	2	5	9
2	1	4	7	21
2	2	1	5	9
2	2	2	6	12
2	2	2	6	12
2	2	4	8	24
2	2,5	1	5,5	11,25
2	2,5	2	6,5	14,25
2	2,5	2	6,5	14,25
2	2,5	4	8,5	26,25
2	4	1	7	21
2	4	2	8	24
2	4	2	8	24
2	4	4	10	36
2,5	1	1	4,5	8,25
2,5	1	2	5,5	11,25
2,5	1	2	5,5	11,25
2,5	1	4	7,5	23,25
2,5	2	1	5,5	11,25
2,5	2	2	6,5	14,25
2,5	2	2	6,5	14,25
2,5	2	4	8,5	26,25
2,5	2,5	1	6	13,5
2,5	2,5	2	7	16,5
2,5	2,5	2	7	16,5
2,5	2,5	4	9	28,5
2,5	4	1	7,5	23,25
2,5	4	2	8,5	26,25

continua

TABELA 14 - CRUZAMENTO DOS ESCORES DOS CRITÉRIOS ABIÓTICOS

Continuação da tabela 14

CRITÉRIO A DECLIVIDADE	CRITÉRIO B PEDOLOGIA	CRITÉRIO C ALTITUDE	SOMA	SOMA DOS QUADRADOS
2,5	4	2	8,5	26,25
2,5	4	4	10,5	38,25
4	1	1	6	18
4	1	2	7	21
4	2	2	8	24
4	2	4	10	36
4	2,5	1	7,5	23,25
4	2,5	2	8,5	26,25
4	2,5	2	8,5	26,25
4	2,5	4	10,5	38,25
4	4	1	9	33
4	4	2	10	36
4	4	2	10	36
4	4	4	12	48

TABELA 15 - CLASSES DE FRAGILIDADE OBTIDAS PELO MÉTODO III - SOMA DOS QUADRADOS

GRAU FRAGILIDADE	VARIAÇÃO DO ESCORE	
	Escore Mínimo	Escore Máximo
Baixa	3	11,25
Média	11,26	13,5
Alta	13,6	17,9
Muito alta	18	48

3.3.2.5 Zoneamento de Fragilidade Ambiental - ZFA

Após a obtenção da fragilidade potencial, que foi efetuada pelo cruzamento de aspectos abióticos, o componente Áreas de Preservação Permanente (APP's) foi inserido neste contexto, no sentido de agregar aspectos legais consolidados às informações do meio abiótico.

As APP's são aquelas áreas consideradas de extrema fragilidade, localizadas ao longo dos rios, topos de morros, ao redor de nascentes e outras – ou tratam de ecossistemas frágeis, como dunas e mangues. O Código Florestal (Lei n.º 4.771/65) destaca que têm a função de "preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (art. 1.º, § 2.º, II)" (BRASIL, 1965). Portanto, pelo código florestal são áreas destinadas tanto a proteger os aspectos do meio físico (proteção de erosão, conservar solos), como também papel

na proteção de espécies da fauna e da flora, no intuito de proporcionar um local para espécies se disseminarem.

Propostas de alteração do código florestal vêm sido apresentadas ao longo do tempo, apesar da comunidade científica ser muito clara em ressaltar a importância destas áreas, sob diversos aspectos (METZGER, 2010), levando a concluir que o código florestal somente necessitaria ser revisto, para o caso de serem aumentados os limites das áreas de preservação permanente. Como ao longo dos rios, atualmente a exigência mínima de 30 metros que, por estudos, teriam que ser estendidos para 50 metros de cada margem, para assim possibilitar o cumprimento da sua funcionalidade na disseminação de espécies da fauna e flora. Os estudos que consideraram a funcionalidade biológica dessas áreas como corredor ecológico, relatam a valores mínimos superiores a 100 m de largura (METZGER, 2010 e Quadro 4).

Além dos estudos que comprovam a função das APP's para manter a estabilidade física do meio, tanto no controle de erosão, manutenção da qualidade dos recursos hídricos, controle de cheias dos rios, inúmeros outros demonstram sua importância para o meio biológico, tanto de fauna como de flora (Quadro 4).

Desta forma, o conhecimento científico obtido nestes últimos anos permite não apenas sustentar os valores indicados no Código Florestal de 1965, em relação à extensão das Áreas de Preservação Permanente; vão além destes limites e indicam a necessidade de expansão destes valores para limiares mínimos de pelo menos 100m (50m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia (METZGER, 2010).

A importância das APP's, particularmente aquelas situadas ao longo dos cursos d'água, já se encontra mais difundida e aceita no âmbito da sociedade. No Paraná, programas de recuperação de APP's remontam há quase 30 anos e hoje já é aceito por agricultores, que reconhecem a importância da conservação dessas áreas.

QUADRO 4 - IMPORTÂNCIA DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE PARA FLORA E FAUNA

AUTOR	FUNÇÃO DA APP /RECOMENDAÇÃO
Almeida Viera e de Carvalho (2008)	Aumento da diversidade genética
Awade e Metzger (2008) Martensen, Pimentel e Metzger (2008)	Manter populações de fauna e flora pois tem função de Integrar remanescentes de habitat, que isoladamente não sustentariam as populações
Lima e Gascon (1999)	Anfíbios
Tubelis, Cowling e Donnelly (2004) Uezu, Metzger e Vielliard (2005) Martensen, Pimentel e Metzger (2008)	Aves
Quigley e Crawshaw (1992) Marinho-Filho e Verissimo (2007) Keuroghlian e Eaton (2008) Lees e Peres (2008)	Grandes mamíferos
Lima e Gascon (1999)	Pequenos mamíferos
Metzger, Bernacci e Goldenberg (1997) Uezu, Metzger e Vielliard (2005) Marinho-Filho e Verissimo (2007) Keuroghlian e Eaton (2008) Martensen, Pimentel e Metzger (2008)	Para a conservação de todo o bioma Mata Atlântica.
Lima e Gascon (1999) Lee e Peres (2008) Tubelis, Cowling e Donnelly (2004)	CORREDORES ECOLÓGICOS

FONTE: Adaptado de Metzger (2010)

NOTA: ALMEIDA VIEIRA, F.; DE CARVALHO, D. Genetic structure of an insect-pollinated and bird-dispersed tropical tree in vegetation fragments and corridors: Implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.2305-2321, 2008; AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v.33, p.863-871, 2008; MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.141, p.2184-2192, 2008; LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v.91, p.241-247, 1999; TUBELIS, D. P.; COWLING, A.; DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v.118, p.353-364, 2004; UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v.123, p.507-519, 2005; QUIGLEY, H. B.; CRAWSHAW, J. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, v.61, p.149-157, 1992; MARINHO-FILHO, J.; VERISSIMO, E. W. The rediscovery of *Callicebus personatus barbarabrownae* in northeastern Brazil with a new western limit for its distribution. **Primates**, v.38, p.429-433, 1997; KEUROGHILIAN, A.; EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: Preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. **Journal of Zoology**, v.275, p.283-293, 2008; LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v.22, p.439-449, 2008; METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v.133, p.135-152, 1997; *apud* Metzger (2010)

Portanto, as APP's foram inseridas neste estudo, por meio da geração de “*buffers*” somente das áreas ao longo dos cursos de água, no intuito de não sobrepor áreas de maiores declividades, já consideradas nos critérios abióticos analisados anteriormente. Com base no mapeamento realizado pelo estudo Pacto pela restauração da Mata Atlântica (PACTO..., 2009) na quantificação e mapeamento dessas áreas considerou-se a malha hidrográfica estadual para a identificação de APP's ao longo de cursos de água, sendo gerados *buffers*, de acordo com os parâmetros estabelecidos na Resolução do CONAMA 302/2002:

- 30 m nas margens de córregos e rios com largura inferior a 10 m;
- 100 m, nas margens dos reservatórios e rios com largura superior a 10 m;

- 50 m circundando as nascentes.

Os polígonos das Áreas de Preservação Permanente identificadas também foram analisados quanto à sua cobertura florestal, pelo cruzamento dos mesmos com o mapa da cobertura vegetal nativa (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008).

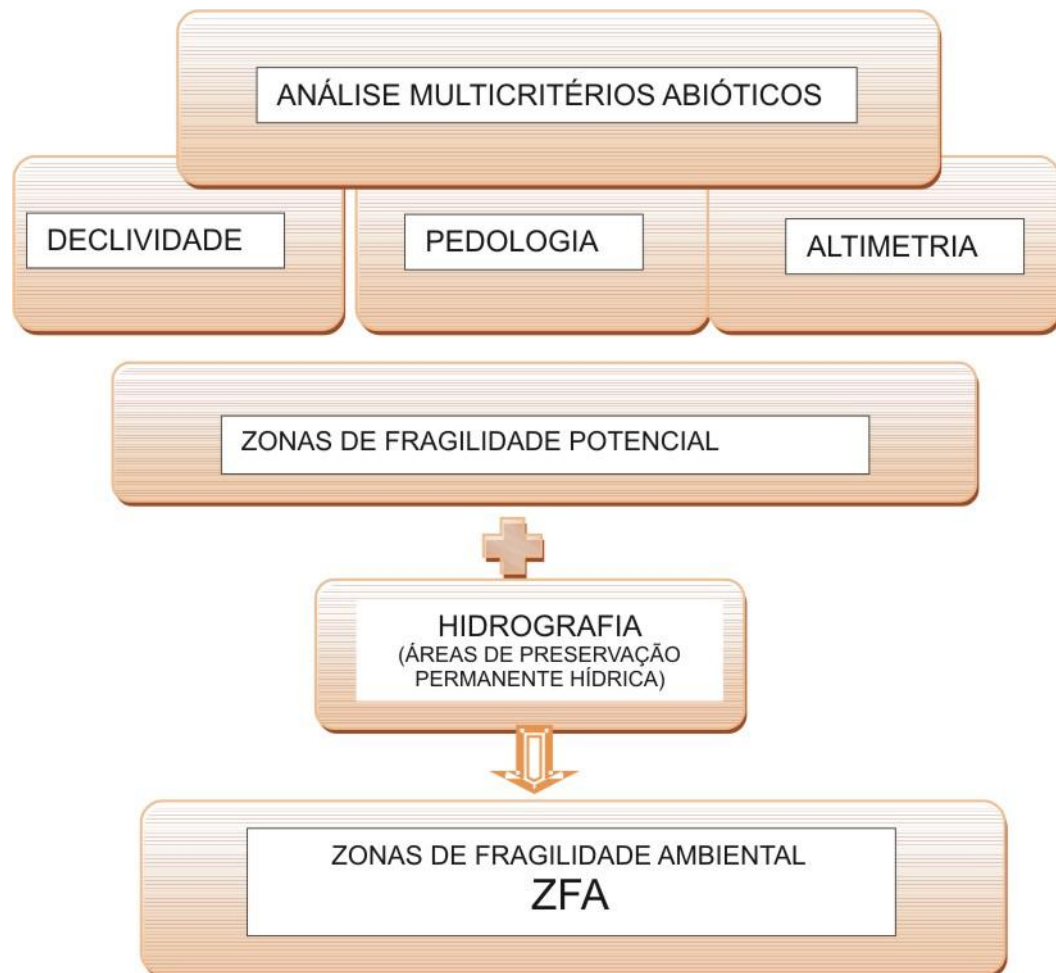


FIGURA 15 - FLUXOGRAMA ANÁLISE MULTICRITÉRIOS ABIÓTICOS

3.3.3 Critérios do meio biótico

Para as análises da cobertura florestal foi utilizado como base o levantamento da Fundação Mata Atlântica e do INPE, "Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica" (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2008). Os dados utilizados foram relativos a 2008 (atualizados até maio de 2008). Para obtenção de um comparativo

de possíveis decréscimos de vegetação, também foram utilizados os dados de 2005. Vale ressaltar que para a realização do estudo citado, foi utilizada a escala 1:50.000, e identificadas áreas acima de 3 hectares sobre as imagens dos sensores CCD do satélite sino-brasileiro CBERS-2 (CCD/CBERS-2) e Landsat TM5 do ano de 2005 e a atualização incluiu a utilização de imagens Landsat TM5 de 2008. Entre 2005 a 2008, esta metodologia adotada pelo INPE foi mantida a mesma (optou-se por utilizar a referência da cobertura vegetal consolidada em 2005) não havendo alterações dos critérios de interpretação dos remanescentes florestais, o que permite que neste estudo possa ser realizada a comparação entre os anos citados.

A partir de 2001 o INPE/SOS Mata Atlântica passou também a incluir formações arbóreas sucessionais secundárias, diferentemente aos mapeamentos anteriores, nos quais se considerava como "Remanescentes Florestais" somente as formações arbóreas primárias ou em estágio avançado de regeneração, com padrão que sugerisse biomassa compatível com as formações primárias e o mínimo sinal de ação antrópica. A legenda dos mapeamentos (2005 e 2008) analisados foi: Remanescentes Florestais: formações florestais (primárias e secundárias em estágio avançado de regeneração) de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, assim como as transições entre estas. Ribeiro *et al.* (2009) ressaltam a importância nas definições de estágio de floresta que poderiam originar diferenças na cobertura florestal, e, portanto, no estudo optou-se considerar critérios que contemplaram as florestas com mais de 15 anos de regeneração, com cobertura arbórea densa e altura do dossel maior que 10 m (TEIXEIRA *et al.*, 2009).

Portanto, neste estudo estão inseridas além das formações primárias, as formações secundárias em **estágios médio e avançado de regeneração**.

A formação de estepes (campos) somente foi avaliada quanto à posição sobre a região do estudo, conforme mapeamento realizado por Maack (1968). Maiores detalhamentos não foram realizados tanto em função da multidisciplinaridade e necessidade de equipes atuando nas diferentes temáticas abordadas, como pela escala de análise utilizada. Da mesma forma, não foram avaliados aspectos de presença e movimentação da fauna (conectividade funcional) em função da especificidade e do tempo que esses estudos requerem e por estarem subordinados ao habitat (cobertura florestal).

3.3.4 Análise da paisagem

A análise da estrutura da paisagem foi realizada para direcionar as decisões sobre quais seriam as áreas prioritárias para a conservação e recuperação. Para a definição dos remanescentes florestais mais importantes será apresentado um estudo exploratório, que consta dos resultados desse estudo. Dentre os critérios avaliados destacam-se o tamanho do fragmento, a disposição espacial e o tamanho da área-núcleo. Essas últimas foram mapeadas, subtraindo-se 35m de raio de cada fragmento (RODRIGUES, 1998), visando determinar áreas menos impactadas pelo efeito de borda afim de serem selecionados os fragmentos com as maiores áreas-núcleo, de maior relevância para conservação (METZGER, 1998). Com essa análise também foi possível eliminar a necessidade de avaliação do fator "forma" do fragmento, por estar intrinsecamente relacionado com o tamanho da área núcleo. Assim, foram obtidos os fragmentos de maior relevância para serem conservados e ampliados.

Portanto, os conceitos de ecologia da paisagem analisados e aplicados no presente estudo foram os mais simples e notoriamente reconhecidos pela comunidade científica além de serem enfatizados por Tabarelli e Gascon (2005):

- a) o efeito de borda interferindo na qualidade dos fragmentos remanescentes – forma dos fragmentos;
- b) tamanho dos fragmentos (áreas núcleo de biodiversidade);
- c) estrutura da matriz e a distribuição espacial dos fragmentos;
- d) implantação de corredores ecológicos para incremento da conectividade;

As seguintes análises foram realizadas com base na cobertura florestal existente (Figura 16):

- a) análise do tamanho dos fragmentos;
- b) análises de distribuição espacial dos fragmentos;
 - análise dos fragmentos por região fitogeográfica na região do estudo;
 - análise da cobertura florestal em áreas de preservação permanente – APP;
 - análise da cobertura florestal em zonas de fragilidade ambiental – ZFA;

- análise de distribuição espacial dos fragmentos por unidades administrativas do IAP;
- c) análise de áreas protegidas dos remanescentes florestais por nível de restrição de uso (existência de áreas protegidas).



FIGURA 16 - ESQUEMA DAS FASES DE ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM

Além do zoneamento, também foi realizada a priorização dos fragmentos remanescentes, tanto pelo critério tamanho dos fragmentos, **Unidade Prioritárias para Conservação** (UPC), como pelos fragmentos que contém maiores zonas núcleo de biodiversidade, **Unidades Núcleo de Biodiversidade** (UNB), uma vez descontado o efeito de borda de 35 metros. Por este último critério foram considerados três níveis de prioridade (Figura 17).



FIGURA 17 - ESQUEMA DE DEFINIÇÃO DE UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE - UNB

3.3.5 Cruzamento das informações

A análise dos atributos abióticos foi utilizada para indicação das áreas de maiores fragilidades quanto à estabilidade do meio, fator pouco avaliado nos estudos de ecologia da paisagem.

Após a obtenção das análises dos fatores abióticos, com a obtenção das áreas de maiores fragilidades quanto à estabilidade do meio, zonas de fragilidade ambiental (ZFA), e as análises de fragmento de maior importância (vegetação), estas informações foram cruzadas para as definições das zonas e proposta final do trabalho, sob as seguintes modalidades: a) conservação e b) recuperação.

Assim, com base nas informações das áreas de fragilidade ambiental, das áreas necessárias de serem recuperadas e de áreas prioritárias para conservação, obteve-se o mapeamento final, propondo um zoneamento com áreas a serem conservadas e aquelas que necessitam ser recuperadas (Zonas a Restaurar + Zonas a Conservar = Zoneamento Ecológico).

Após a obtenção dos dados referentes ao zoneamento e áreas dos fragmentos mais importantes a serem conservados, excetuando aqueles que já estão protegidos por unidades de conservação, foi efetuada a delimitação do corredor de biodiversidade para a FOM, com base nos seguintes critérios: a) maiores fragmentos; b) zonas de fragilidade ambiental; c) microbacias hidrográficas; d) regiões fitogeográficas;

Portando, a metodologia aplicada resultou nos seguintes produtos: a) zoneamento de áreas estratégicas para recuperação e conservação; b) Unidades Núcleo de Biodiversidade, c) delimitação de corredores ecológicos para a FOM no Paraná.

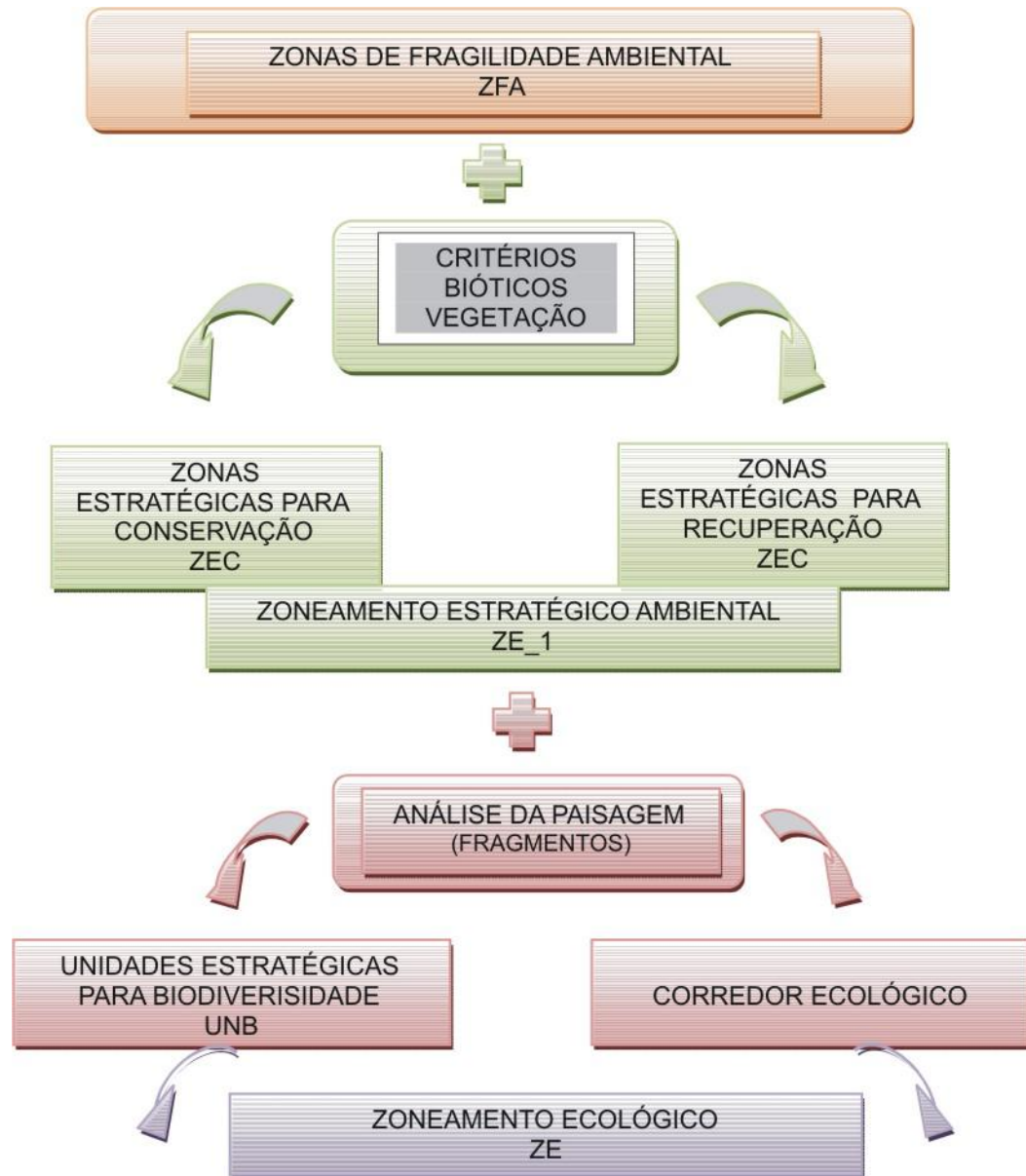


FIGURA 18 - FLUXOGRAMA DA SEGUNDA FASE PARA ZONEAMENTO ECOLÓGICO

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 ZONAS DE FRAGILIDADE ABIÓTICA

O mapeamento da fragilidade ambiental constitui uma das principais ferramentas utilizadas pelos órgãos públicos na elaboração do planejamento territorial ambiental (KAWAKUBO *et al.*, 2005). Permite avaliar as potencialidades do meio ambiente de forma integrada, compatibilizando suas características naturais com suas restrições. Assim, conforme a metodologia proposta, as primeiras análises da região do estudo foram relativas aos aspectos abióticos do meio, seguindo-se dos resultados de vegetação e de estrutura da paisagem, os quais se complementaram para as definições de zoneamento e das áreas para implantação dos corredores.

Os resultados relativos ao diagnóstico dos aspectos abióticos foram analisados de forma individualizada e posteriormente utilizados para a delimitação das áreas de maior fragilidade potencial. Os critérios avaliados foram declividade, pedologia e altitude, e agregando-se o critério hidrografia (APP) definindo-se as áreas de fragilidade ambiental.

4.1.1 Análise do Critério Classes de Declividade

As classes de declividade foram hierarquizadas em cinco categorias (ver Tabela 11) adaptando-se a metodologia proposta por Crepani *et al.* (2001), que considera que os valores próximos de 1,0 da escala de vulnerabilidade estão associados a pequenos ângulos de inclinação das encostas, situação em que prevalecem os processos formadores de solo da pedogênese e os valores máximos, associados a situações de maior declividade, onde prevalecem os processos erosivos da morfogênese, neste caso, escore 4.

Aplicando-se assim essa metodologia para a região do estudo, utilizando-se da base cartográfica do Paraná, Escala 1:50.000, foi gerado o mapeamento das classes de declividade (Tabela 16, Figura 19).

Do total da região do estudo, foi mapeado 99,98%, restando somente 0,02% não classificado em função de incidirem sobre áreas urbanas. As classes correspondentes a declividade baixa e muito baixa (até 12%), dominam a paisagem, correspondendo a 71,92% da área. A classe de declividade média corresponde a 18,65% da paisagem. Já as classes de alta declividade, entre 20 e 30%, representam 7,24% da área, e as maiores declividades, acima de 30%, estão presentes em 2,17% da área (Tabela 16, Figura 19).

As áreas de maior fragilidade relativa ao critério de declividade, são as representadas pela soma das classes de declividade alta e muito alta (classes 4 e 5) que totalizam 377.706,74 ha. Assim, 9,41% da paisagem estudada são considerados áreas frágeis pelo critério declividade, cujo uso do solo merece cuidados e ações específicas a fim de ser mantida a estabilidade do meio abiótico e evitando-se processos erosivos.

TABELA 16 – ÁREA DE DECLIVIDADE E NÍVEL DE FRAGILIDADE NA REGIÃO DO ESTUDO

CLASSES	DECLIVIDADE %	ÁREA		NÍVEL DE FRAGILIDADE
		ha	%	
1	0 a 6	1.528.519,31	38,07	Muito baixa
2	6 a 12	1.359.002,60	33,85	
3	12 a 20	748.679,74	18,65	Média
4	20 a 30	290.481,88	7,24	Alta
5	> 30	87.224,86	2,17	Muito alta
Classificado		4.013.908,40	99,98	
nc		622,67	0,02	
TOTAL		4.014.531,06	100,00	

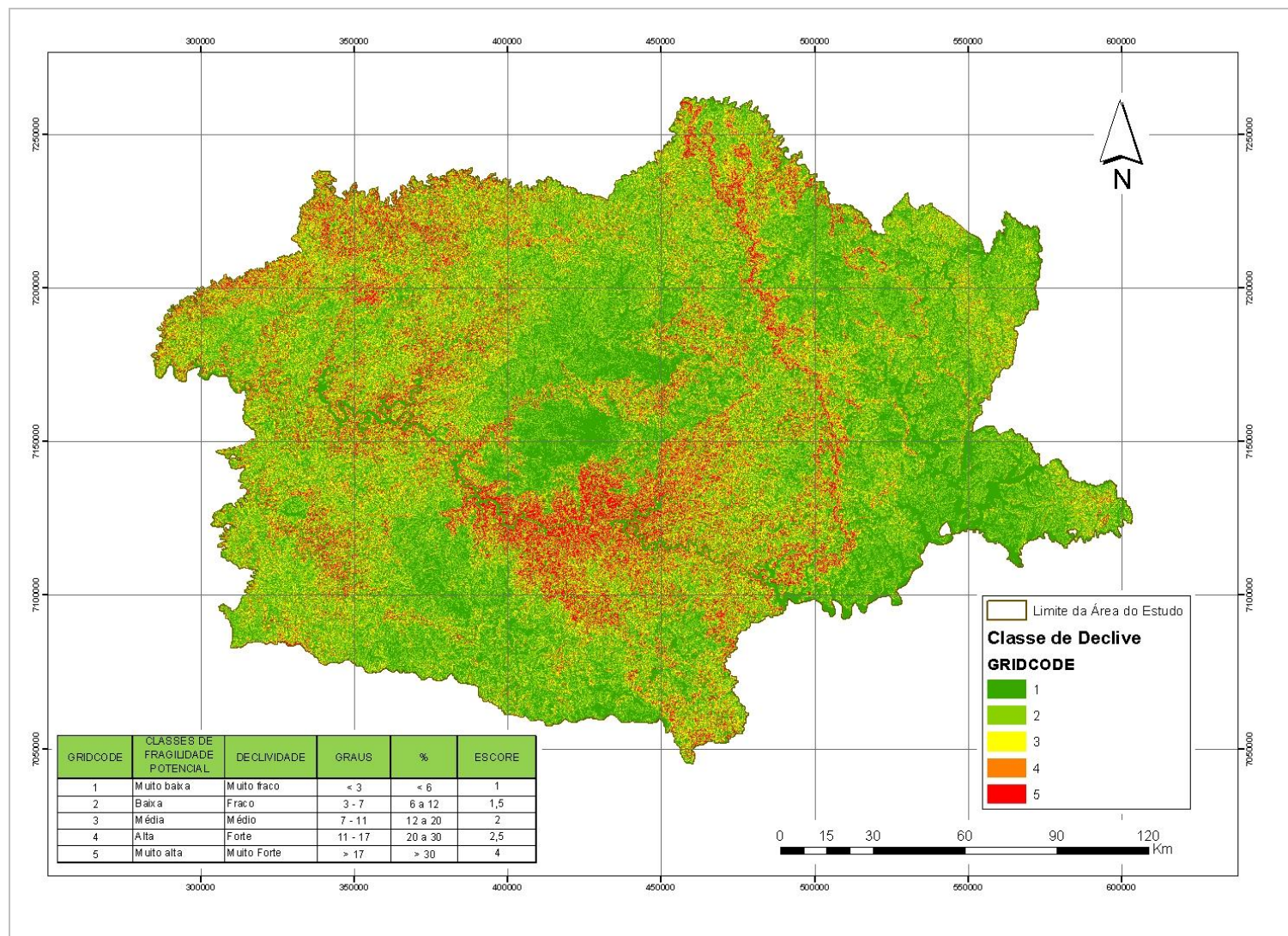


FIGURA 19 – MAPA DE CLASSES DE DECLIVIDADE

4.1.2 Análise do critério solos

Tendo como base o mapeamento de solos realizado pela EMBRAPA (2009), e adaptando a metodologia adotada por Crepani *et al.* (2001), os solos da região do estudo foram agrupados e classificados por escores que variaram de 1 a 4 (Tabela 17).

TABELA 17 - CLASSIFICAÇÃO DE VULNERABILIDADE E ESCORES POR TIPO DE SOLOS

VALORES DE VULNERABILIDADE	ESCORE	SOLOS
Baixa	1	Latossolos Vermelhos Distroférrico Latossolos Vermelhos Distróficos Latossolos Vermelhos Eutroférricos
Média	2	Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos Nitossolos Hápicos Alumínicos Nitossolos Hápicos Distróficos Nitossolos Hápicos Eutróficos Nitossolos Hápicos Eutroférricos Nitossolos Hápicos Distroférricos
Alta	2,5	Cambissolos Hápicos Alumínicos Cambissolos Hápicos Tb Distróficos Cambissolos Húmicos Alumínicos Cambissolos Húmicos Distróficos
Muito alta	4	Neossolos Litólicos Distróficos Neossolos Litólicos Eutróficos Neossolos Litólicos Húmicos Gleissolos Hápicos Gleissolos Melânicos

FONTE: A autora - adaptado de Crepani *et al.* (2001)

Aos Latossolos, encontrados nas paisagens consideradas estáveis, foram atribuídos os menores valores de vulnerabilidade, com escore 1 (CREPANI *et al.*, 2001).

Nesta categoria, enquandram-se os seguintes solos encontrados na região do estudo: LATOSSOLOS VERMELHOS Distroférrico, LATOSSOLOS VERMELHOS Distróficos e LATOSSOLOS VERMELHOS Eutroférricos. Pouco suscetíveis à processos erosivos e considerados estáveis, representam 28,13% da paisagem, compreendendo 1.129.449,87 ha (Tabela 18).

Nas paisagens intermediárias o valor atribuído aos solos na escala de vulnerabilidade foi 2 (CREPANI *et al.*, 2001), representados pela classe de solos do tipo NITOSSOLOS e ARGISSOLOS, os quais, quando comparados com os do grupo que constituem as unidades de paisagem naturais estáveis (Latosolos), apresentam profundidade menor, podendo ser considerados solos menos estáveis e menos intemperizados. Ocorrem geralmente em topografias um pouco mais movimentadas. Os solos da região do estudo, classificados como de vulnerabilidade média, correspondem a 725.178,06 ha ou seja, 18,06%, da superfície (Tabela 18).

Nas unidades de paisagem natural vulneráveis estão classificados os Cambissolos, menos desenvolvidos que na classe anterior, constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente. Para Crepani *et al.* (2001), estes solos podem ser graduados com vulnerabilidade de 2,5, ou seja, mais propensos à erosão que os das classes anteriores, mas também, com menores riscos que os considerados de extrema vulnerabilidade. Na paisagem estudada, os solos com esta classificação representam 16,92% da superfície, compreendendo 679.198,77 ha (Tabela 18), onde ocorrem: CAMBISSOLOS HÁPLICOS Alumínicos; CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Distróficos; CAMBISSOLOS HÚMICOS Alumínicos e CAMBISSOLOS HÚMICOS Distróficos.

Nas unidades de paisagem natural consideradas extremamente vulneráveis ocorrem solos aos quais foi atribuído o valor 4, solos jovens caracterizados principalmente por pequena evolução dos perfis. Ocorrem NEOSSOLOS LITÓLICOS, GLEISSOLOS HÁPLICOS e GLEISSOLOS MELÂNICOS. A área desta unidade compreende 34,87% da área total, correspondendo a 1.399.708,68 ha de zonas de extrema vulnerabilidade quando considerado este fator pedológico (Tabela 18, Figura 20).

TABELA 18 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE QUANTO A PEDOLOGIA

NÍVEL DE FRAGILIDADE	ÁREA	
	ha	%
1	1.129.449,87	28,13
2	725.178,06	18,06
2,5	679.198,77	16,92
4	1.399.708,68	34,87
Classificada	3.933.535,38	97,98
nc	80.995,68	2,02
TOTAL	4.014.531,06	100,00

Com o mapeamento do critério vulnerabilidade de solos (Figura 20, Tabela 18) foi possível constatar que as unidades de paisagem natural vulneráveis e de extrema vulnerabilidade (alta e muito alta) representam mais da metade da área (51,79%). Assim, o uso do solo nestas regiões deve ser efetuado com extrema cautela, e, com atividades de baixo impacto, que representem pouco potencial para erodibilidade, dadas as características destes solos. Atualmente, vários trabalhos de planejamento que visam à diminuição do impacto causado pelas ações antrópicas, têm utilizado como informação básica os solos, por meio dos mapas pedológicos (FIORIO *et al.*, 2003).

4.1.3 Análise do critério altimetria

As áreas acima de 1.100m s.n.m. definidas como as de maior fragilidade correspondem a 8,69% da área. Já a classe entre 800 a 1100m s.n.m. compreende 48,14% e a classe de 0 a 800m s.n.m. compreende 43,16% da superfície (Tabela 19, Figura 21).

TABELA 19 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE EM FUNÇÃO DO CRITÉRIO ALTIMETRIA

NÍVEL DE FRAGILIDADE	ALTIMETRIA (m s.n.m.)	ÁREA	
		ha	%
1	0 - 800	1.732.704,44	43,16
2	800-1100	1.932.693,24	48,14
5	>1100	349.093,88	8,69
Classificada		4.014.491,56	99,99
NC		39,50	0,001
TOTAL		4.014.531,06	100

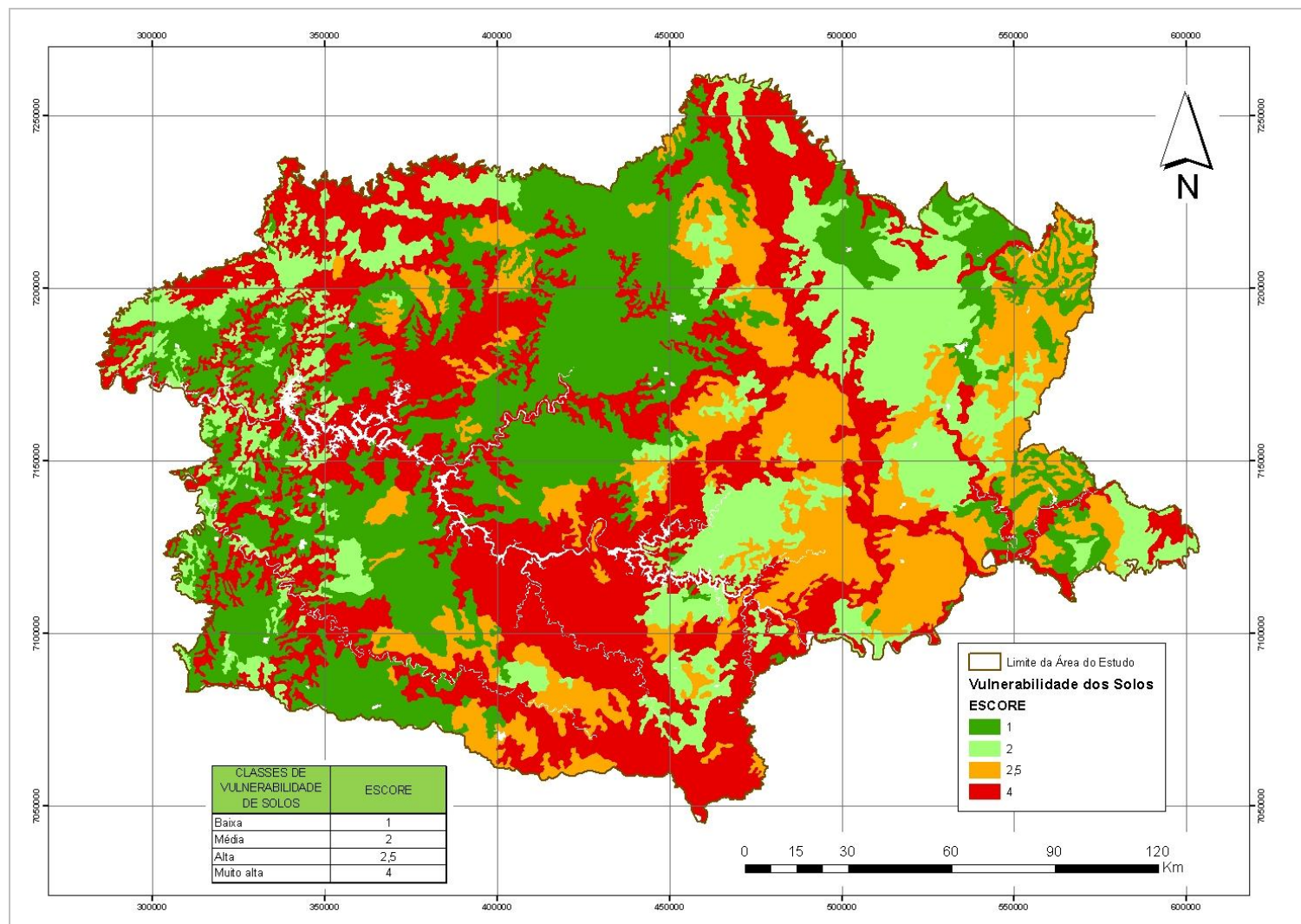


FIGURA 20 - MAPA DE VULNERABILIDADE DOS SOLOS

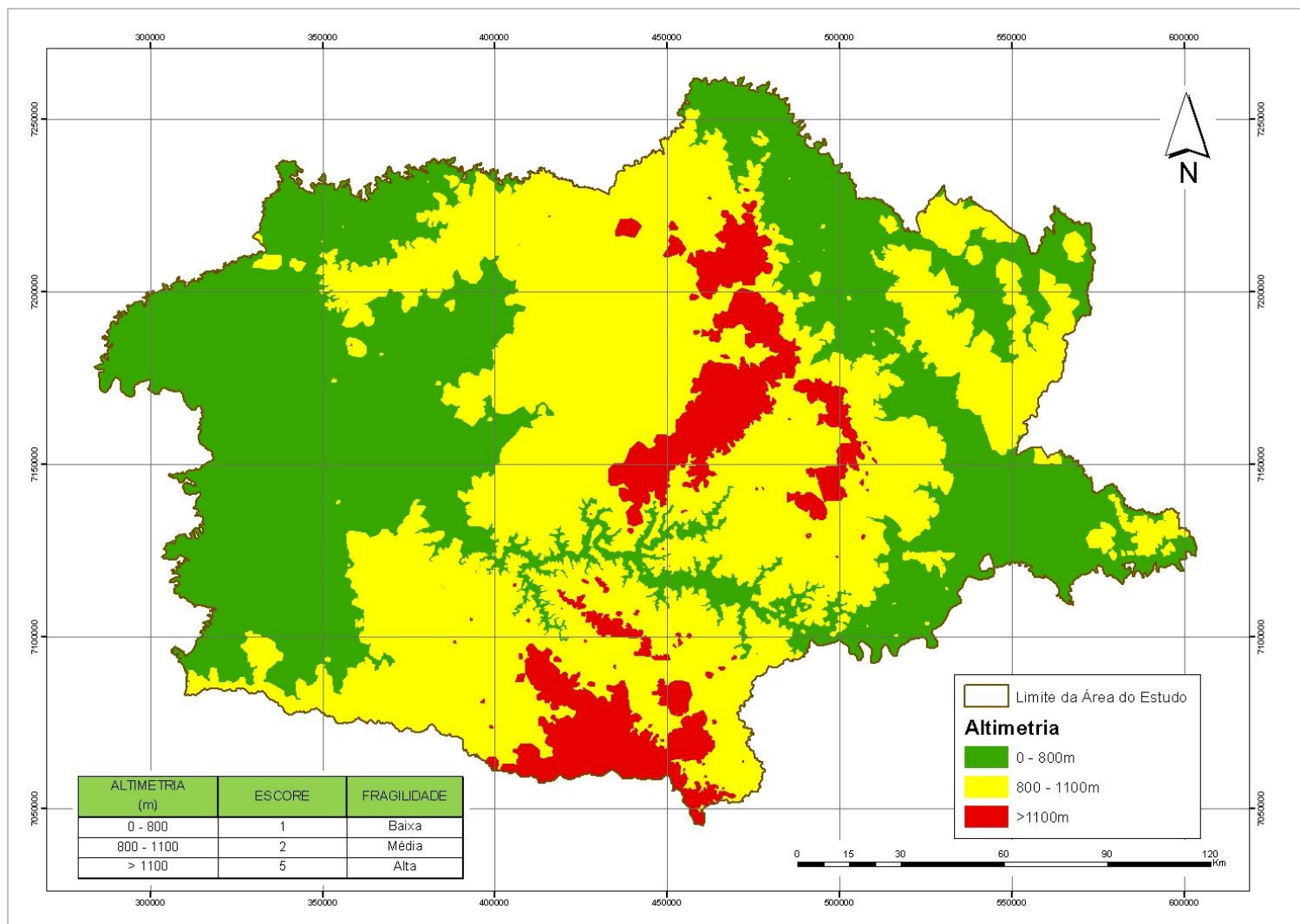


FIGURA 21 - MAPA DE CLASSES ALTIMÉTRICAS

4.1.4 Definição de zonas de fragilidade potencial

4.1.4.1 Método I

Por meio da simples sobreposição das camadas de informações das áreas de maiores fragilidades abióticas, foi elaborado o mapeamento das áreas de alta fragilidade potencial (Figura 22). Por este método, foi constatado que 40,56% ou 1.628.476 ha, estão sob forte fragilidade ambiental, seja por declividade acima de 30%, solos vulneráveis, ou altitudes superiores a 1.1.00m s.n.m, ou ainda, pela combinação desses fatores.

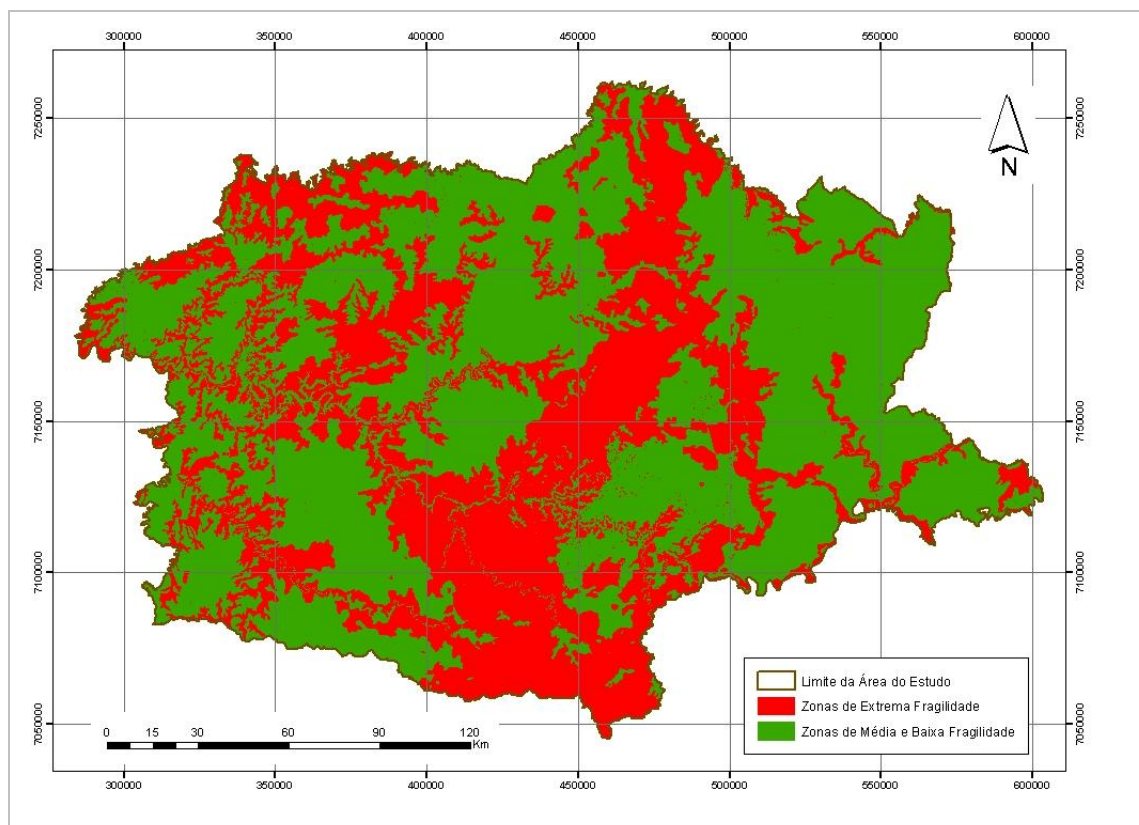


FIGURA 22 - ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL MÉTODO I

4.1.4.2 Método II

Ao ser efetuada a soma simples dos escores de cada critério (declividade, solos e altimetria) foi gerado o mapeamento das áreas de alta fragilidade potencial - método II. Por este método, foi constatado que 32,49% da superfície são áreas de fragilidade potencial alta e muito alta. Desse porcentual, somente 5% seriam áreas de extrema fragilidade (Tabela 20). Estes resultados, quando comparados aos obtidos no mapeamento pelo método I, podem estar mascarando possíveis áreas de extrema fragilidade por um dos critérios, que, quando somado a escores de menor fragilidade, receberam um acréscimo em valores refletido no mapeamento. Assim, áreas de extrema fragilidade por um dos critérios podem ter seus escores finais alterados, não refletindo sua real posição de fragilidade no campo. A fim de evitar esta falha observada, foi elaborado o método III, elevando cada escore ao quadrado.

TABELA 20- DISTRIBUIÇÃO DE ÁREAS CONFORME NÍVEIS DE FRAGILIDADE POTENCIAL MÉTODO II

FRAGILIDADE POTENCIAL 2	ÁREA	
	ha	%
Baixa	1.435.587	35,76
Média	1.194.062	29,74
Alta	1.103.519	27,49
Muito alta	200.552	5,00
Classificada	3.933.720	97,99
NC	80.811,06	2,01
TOTAL	4.014.531,06	100,00

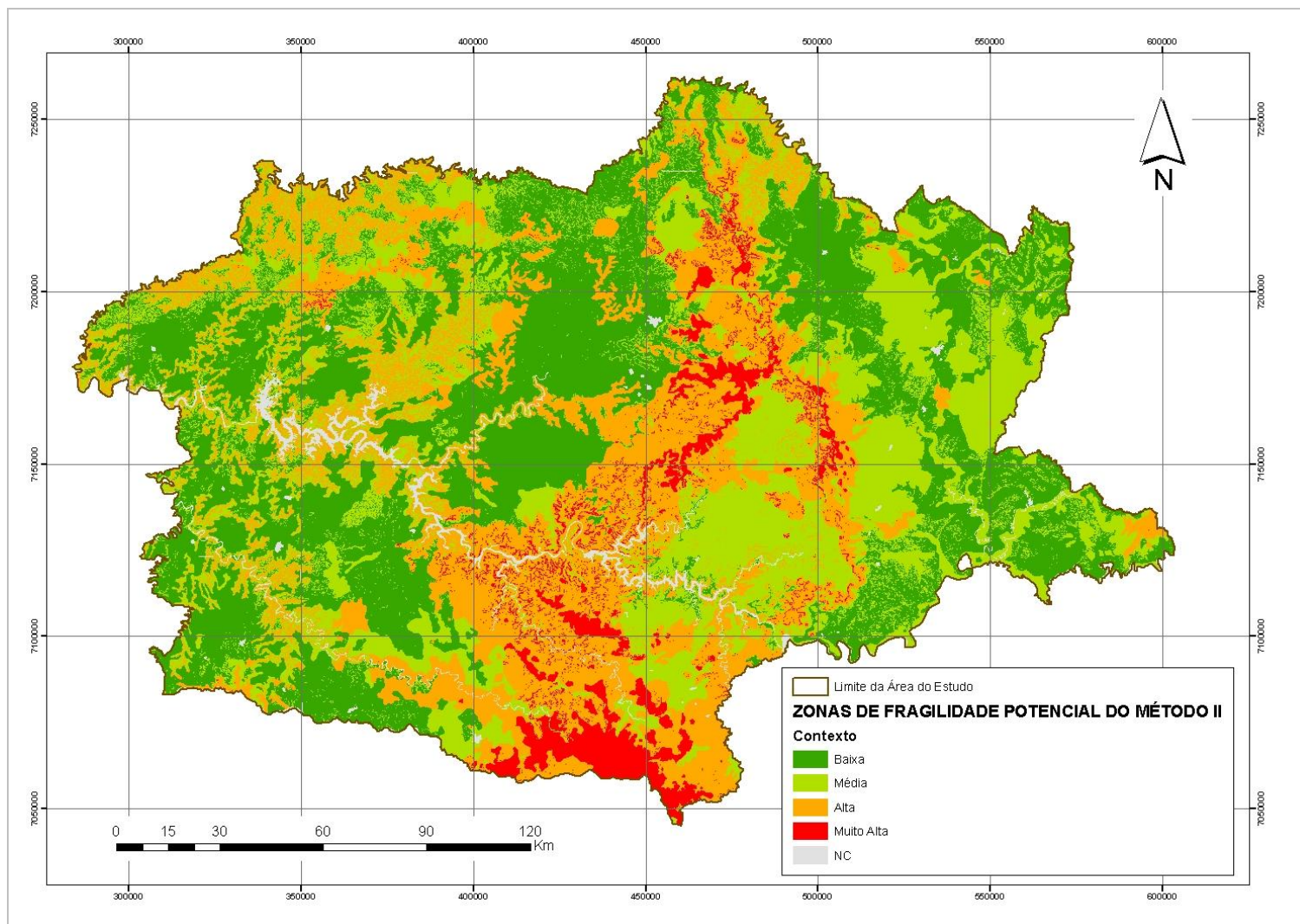


FIGURA 23 – MAPA DE ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL OBTIDAS PELO MÉTODO II

4.1.4.3 Método III

A utilização da soma dos quadrados dos escores foi efetuada para maximizar os efeitos dos altos escores de fragilidade, minimizando os efeitos redutores que o cruzamento de um critério de alta fragilidade poderia sofrer quando cruzado com um critério de baixa fragilidade.

Os resultados apontaram para 40,46% da área como zona de muito alta fragilidade potencial, resultado muito semelhante ao obtido no método I (Tabela 21, Figura 24). Desta forma, pode-se concluir que 42,50% da área em questão apresentam alta fragilidade relativa aos aspectos abióticos intrínsecos àquela paisagem, e que, por constituírem a base da estabilidade do ambiente, devem ser respeitadas suas restrições de utilização.

TABELA 21 – NÍVEIS DE FRAGILIDADE MEIO DO MÉTODO III

FRAGILIDADE	ÁREA	
	ha	%
Baixa	2.011.640	50,11
Media	198.053	4,93
Alta	98.748	2,46
Muito Alta	1.624.267	40,46
NC	81.823	2,04
TOTAL	4.014.531,06	100,00

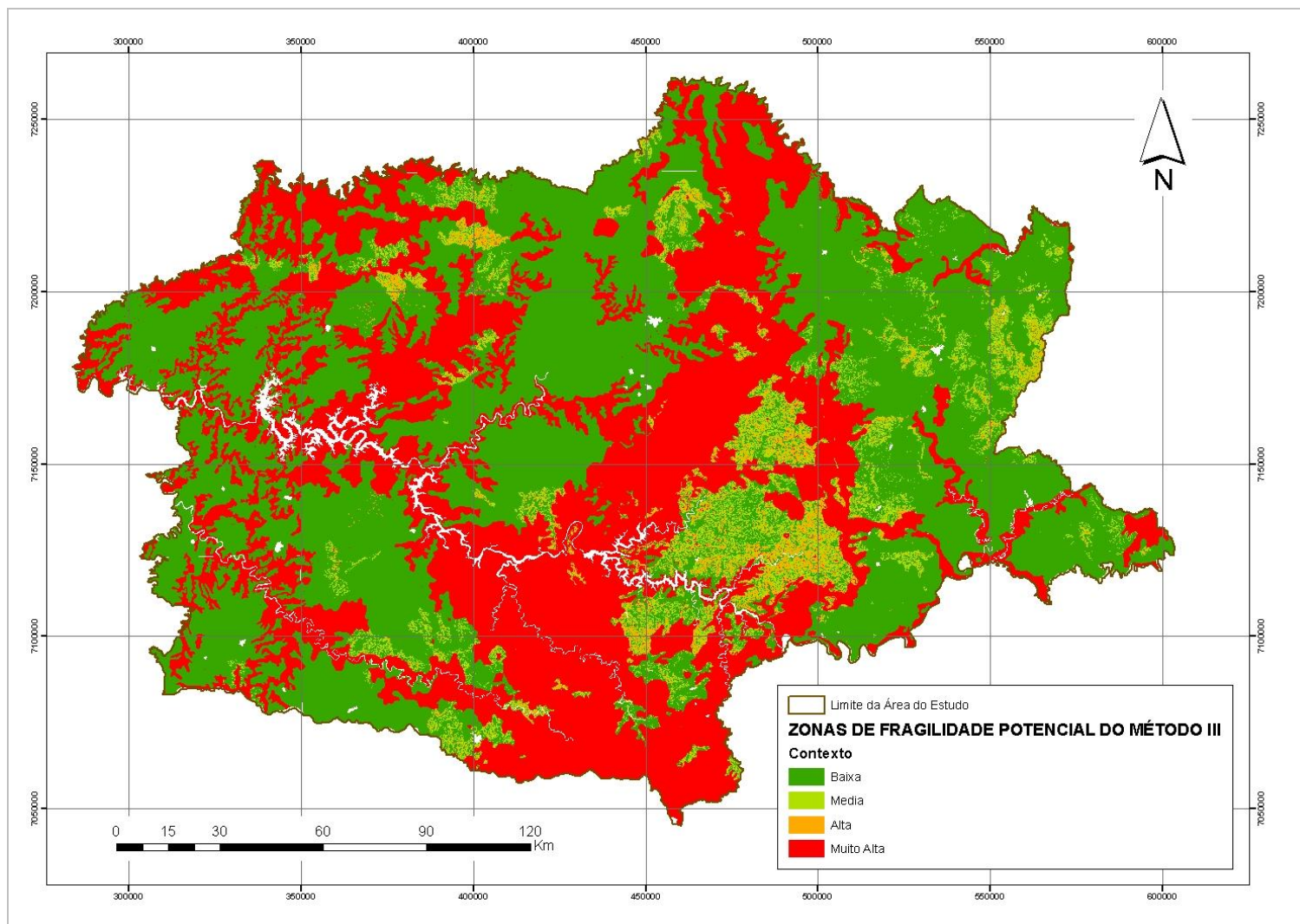


FIGURA 24 - ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL DO MÉTODO III

4.1.4.4 Comparativo entre as metodologias empregadas para definição de zonas de fragilidade potencial

Os dados do comparativo entre as metodologias empregadas revelam muita semelhança entre os métodos I e III (Tabela 22). A soma das áreas com graus de fragilidade alta e muito alta ficaram em 40,56 e 42,92, respectivamente, enquanto que o método II, ficaram sensivelmente subestimadas (32%).

Assim, para a sequência deste estudo, as zonas de fragilidade potencial serão aquelas apontadas pelo método III, em função de demonstrar com maior veracidade a situação, e por apresentar uma escala de valores para os diferentes níveis de fragilidade, recursos que o método I não oferece.

TABELA 22 - COMPARATIVO ENTRE OS MÉTODOS UTILIZADOS PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL

GRAU DE FRAGILIDADE	ÁREA					
	MI		M.II		M.III	
	ha	%	ha	%	ha	%
Baixa	-	-	1.435.587	36	2.011.640	50,11
Média	-	-	1.194.062	30	198.053	4,93
Alta	-	-	1.103.519	27	98.748	2,46
Muito alta	1.628.476	40,56	200.552	5	1.624.267	40,46
NC ⁽¹⁾	-	-	80.811	2	81.823	2,04
TOTAL	4.014.531	100	4.014.531	100	4.014.531	100,00

NOTA: MI - Sobreposição simples áreas críticas; MII - Soma dos escores dos 3 critérios abióticos; MIII - Soma dos escores ao quadrado dos 3 critérios abióticos.

(1) Não classificado.

4.1.5 Zonas de Fragilidade Ambiental - ZFA

Após a obtenção do mapeamento das áreas de fragilidade potencial quanto aos aspectos abióticos, foram incluídas as informações relativas às áreas de preservação permanente, referente àquelas situadas as margens dos rios, reservatórios, nascentes e áreas de várzeas, conforme proposto no estudo (PACTO..., 2009). Para isto, com base no mapeamento de hidrografia (Figura 25a) foram utilizados os “*buffers*” propostos neste estudo referentes às APP’s estabelecidas com relação aos cursos de água (fator hídrico - APP_h, Figura 25b).

A soma das áreas de APP's totalizou 595.876,74 ha, que corresponde a 14,84% da região do estudo (Figura 25, Tabela 23). Portanto são áreas que, em função de sua posição na paisagem merecem proteção diferenciada. Além de proteger os aspectos do meio físico (proteção de erosão, conservar solos), têm importante função na conservação de espécies da fauna e da flora, no intuito de proporcionar um local para espécies se disseminarem. Neste sentido, para a definição das zonas de fragilidade, estas áreas foram inseridas no mapeamento.

Portanto, para gerar o mapa de Zonas de Fragilidade Ambiental (ZFA) na região do estudo, foram consideradas as APP's relacionadas aos cursos hídricos (Figura 25b, Tabela 23) e as classes de fragilidade potencial Alta e Muito Alta obtidas pelo método III, soma dos quadrados (Tabela 24, Figura 24). Na elaboração deste mapeamento, tomou-se o cuidado de descontar as áreas de APP's que, por suas características abióticas, já haviam sido computadas na elaboração do mapa de fragilidade potencial (alta e muito alta), que totalizou 248.634,13 ha (Tabela 23). Assim, para gerar o mapa final das zonas de fragilidade ambiental – ZFA (Figura 26, Tabela 25) foram incluídos os 323.001,81 ha que constituem APP's situadas fora das zonas de fragilidade alta e muito alta, representando assim todas as APP's_h da região estudada, relacionadas aos cursos hídricos.

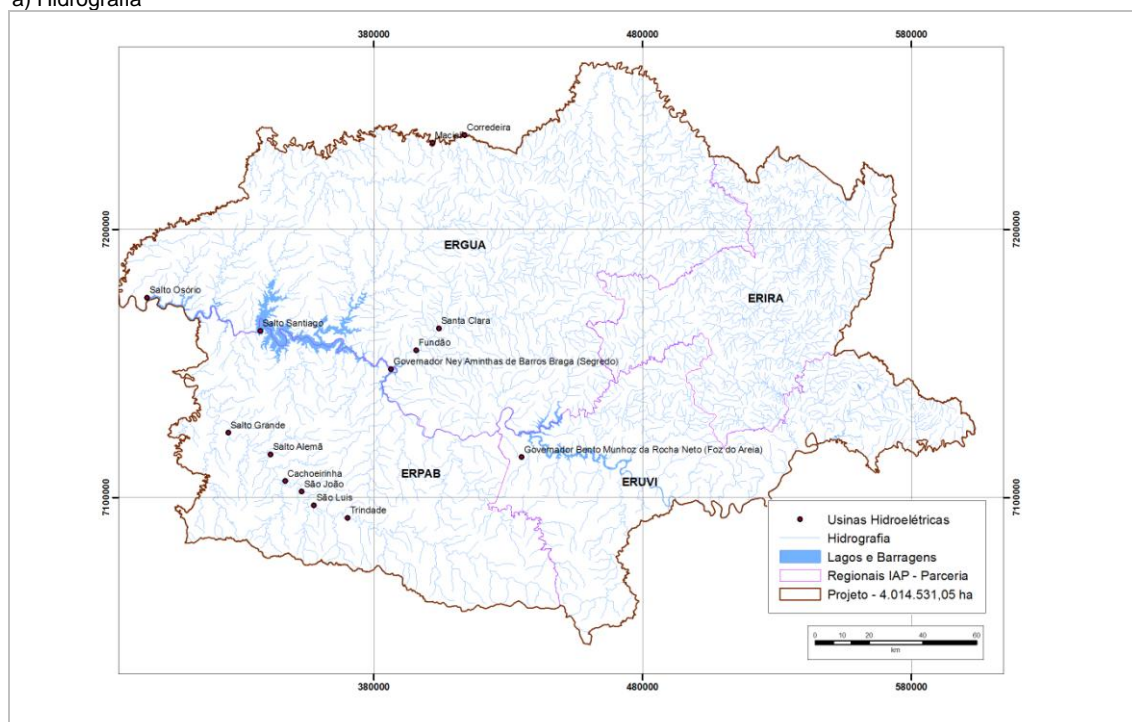
TABELA 23 – QUANTIFICAÇÃO DAS APP's EM FUNÇÃO DE SUA LOCALIZAÇÃO

LOCALIZAÇÃO DE APP_h	AREA (ha)
APP em Zonas Fragilidade Alta e Muito Alta	248.634,13
APP fora das Zonas Fragilidade alta e Muito Alta	323.001,81
APP TOTAL	595.876,74

TABELA 24 - NÍVEIS DE FRAGILIDADE POTENCIAL ALTA E MUITO ALTA

FRAGILIDADE - ZFP	ÁREA	
	ha	%
Alta	98.748	2,46
Muito alta	1.624.267	40,46
TOTAL	1.723.015	42,92

a) Hidrografia



b) Áreas de preservação permanente fator hídrico - APP_h – MC5_2

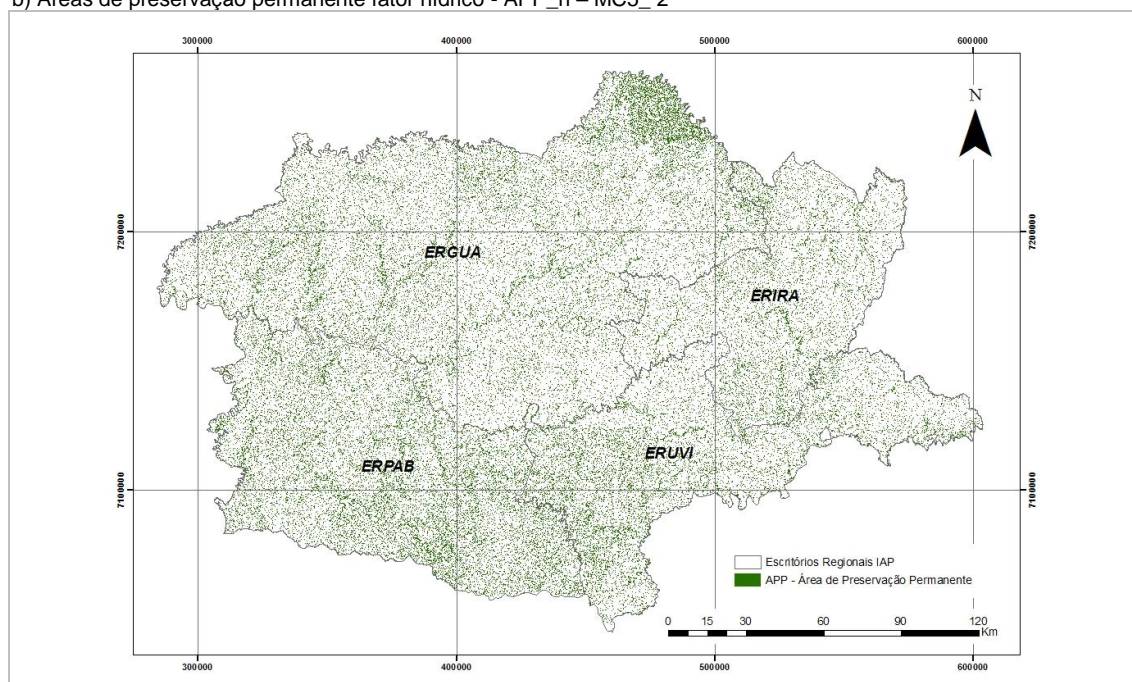


FIGURA 25 - HIDROGRAFIA E ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE – APP_h
 FONTE: Base Estado do Paraná – 1:50000; Pacto... (2009)

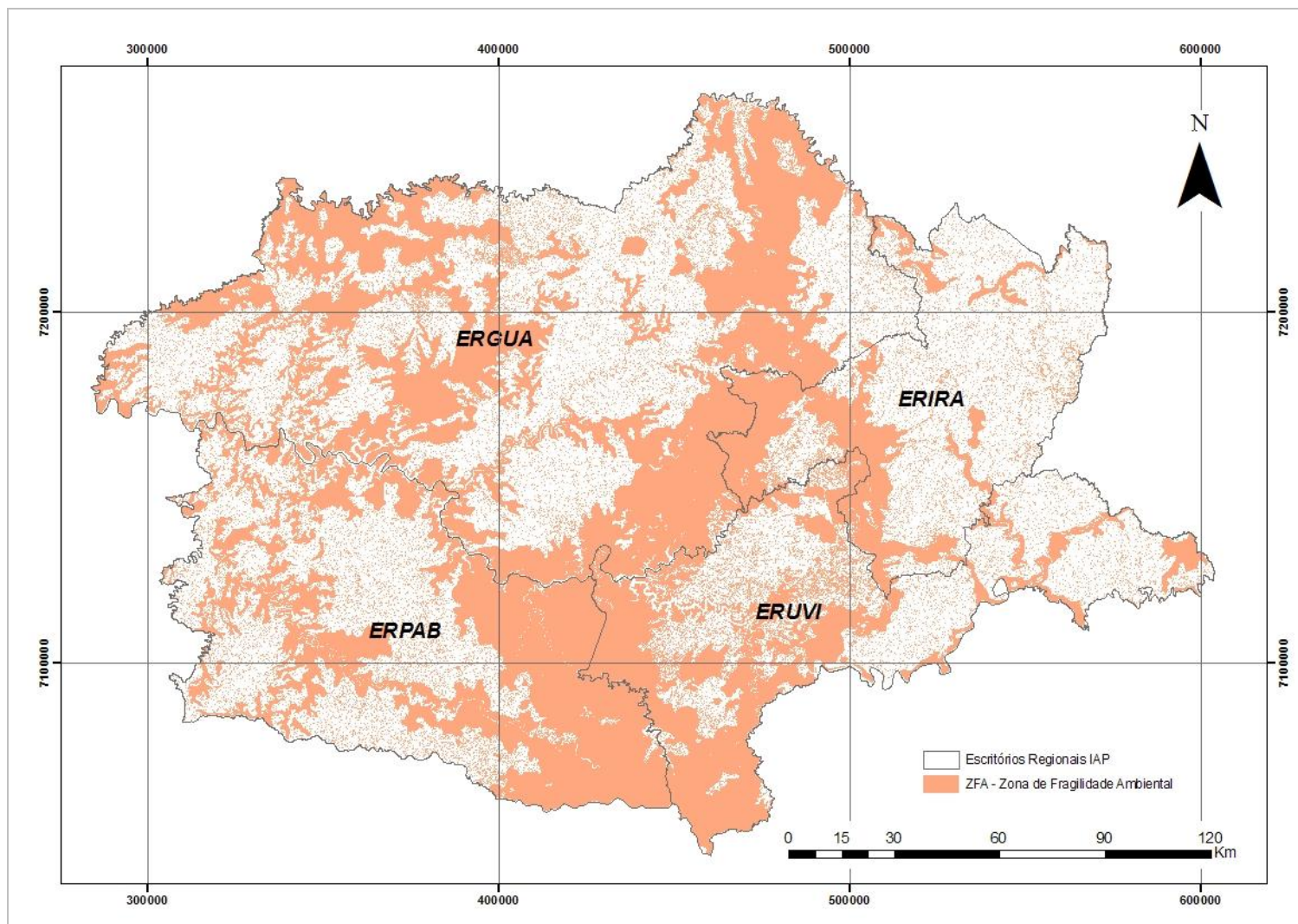


FIGURA 26 – MAPA DE ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL – ZFA

NOTA: Área - 2.046.016,58 ha

ERGUA: ESCRITÓRIO REGIONAL IAP GUARAPUAVA; ERIRA: ESCRITÓRIO REGIONAL IRATI; ERPAB: ESCRITÓRIO REGIONAL DE PATO BRANCO E ERUVI: ESCRITÓRIO REGIONAL DE UNIÃO DA VITÓRIA

Segundo o Dicionário de la Naturaleza (RAMOS, 1987), a fragilidade ambiental pode ser entendida como "o grau de suscetibilidade ao dano, ante a incidência de determinadas ações". Neste caso, os resultados revelam que, praticamente a metade da região do estudo (50,97%) apresenta fragilidade ambiental, por suas características do meio físico (solos, relevo, altitude) acrescido das áreas de preservação permanente relativas aos aspectos hidrográficos (Tabela 25).

TABELA 25 - COMPOSIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL

DESCRIÇÃO DAS ZONAS	ÁREA	
	ha	%
Zonas de Fragilidade Abiótica MIII – ZFM	1.723.014,77	42,92
APP 's_h (além da ZFMIII)	323.001,81	-
ZFA (soma)	2.046.016,57	50,97
Área Estudo	4.014.531,06	100,00

Para Ghezzi & Santos (1999), é necessário que o estudo da paisagem, seja entendido como a análise da complexidade de suas variáveis, ou seja, uma abordagem englobando diversos aspectos do meio físico e biológico, avaliando os mecanismos que interferem nas constantes mudanças que nelas ocorrem, buscando assim efetuar a delimitação de áreas que apresentem graus de degradação, bem como sua fragilidade natural. Neste caso, pela metodologia adotada, a ZFA compreende o conjunto de áreas que apresentam fragilidade natural, em função especificamente de suas características abióticas. Para Ross (1997), a formulação de uma carta de fragilidade ambiental auxilia em um diagnóstico-síntese que pode nortear as intervenções antrópicas futuras e corrigir as presentes. É portanto um instrumento importante no trabalho de planejamento físico territorial.

4.2 ZONAS DE FRAGILIDADE BIÓTICA

4.2.1 Vegetação

A cobertura florestal estimada para o Estado do Paraná por meio das imagens (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - 2008) foi de 1.928.118 ha, correspondendo a 9,64% do Estado (Tabela 26). Utilizando os limites da FOM no Paraná definido por Maack (1950), adaptado por Roderjan, Kuniyoshi e Galvão (1993), a cobertura estimada foi de 771.192,922 ha. Portanto, considerando os critérios de classificação adotados pelo estudo, somente sendo computados os estágios médio e avançado de regeneração, a cobertura da região da FOM no Paraná estaria representada por menos de 10% de sua superfície original, que cobria 38,58% do Paraná (Tabela 26).

TABELA 26 – ÁREA ORIGINAL E REMANESCENTE VEGETAÇÃO NATURAL NO PARANÁ POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	ÁREA ORIGINAL		REMANESCENTE		
	ha	% PR	ha	% PR	% (reg.)
Floresta Ombrófila Densa	1.101.458,77	5,51	455.336,67	2,28	41,34
Floresta Ombrófila Mista	7.710.980,42	38,58	771.192,92	3,86	10,00
Floresta Estacional Semidecidual	9.133.037,00	45,70	553.812,17	2,77	6,06
Estepe (campos)	1.971.334,65	9,86	144.708,53	0,72	7,34
Savana (cerrado)	68.533,06	0,34	1.617,52	0,01	2,36
ÁREA TOTAL	19.985.343,90	100,00	1.926.667,80	9,64	9,64

Na região do estudo os remanescentes florestais somam 496.017 ha (Figura 27, Tabela 27), que representa 12,36% de cobertura florestal, dispostos em 5.912 fragmentos. Estes remanescentes representam um quarto do total remanescente atual do Paraná.

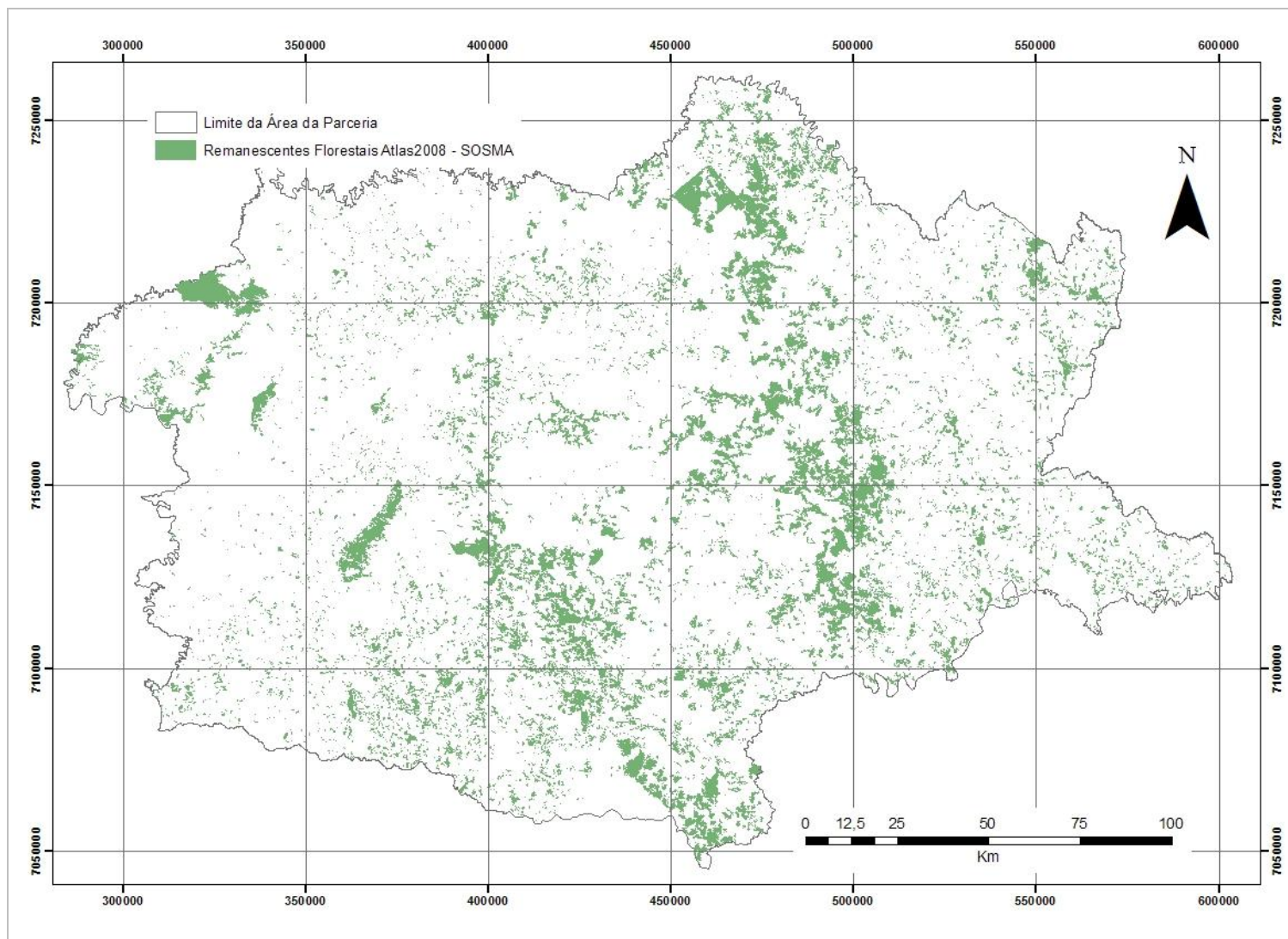


FIGURA 27 - REMANESCENTES FLORESTAIS NA REGIÃO DO ESTUDO
FONTE: Adaptada de mapeamento realizado pelo INPE/SOS MATA ATLÂNTICA (2008)
NOTA: Área - 496.017,16 ha

De forma complementar, foi realizada análise comparativa entre o mapeamento da cobertura florestal dos períodos de 2005 e 2008. Os resultados revelam uma diminuição de 15.043,84 ha de cobertura florestal na área estudada. Este impacto negativo sobre a paisagem é refletido pelo aumento da fragmentação, observado pelo número de fragmentos que em 2005 totalizavam 5762 e aumentaram para 5912 em 2008, e também, pela redução do número de fragmentos maiores que 1000 ha (Tabela 27).

TABELA 27 –ÁREA E PORCENTAGEM EM 2005 E 2008 REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS

REMANESCENTES	2005	2008
Área total Estudo	4.014.531,06	4.014.531,06
Área Remanescente Florestal	511.061	496.017,16
% Cobertura Florestal	12,73	12,36
N.º de Fragmentos	5762	5912
N.º de Fragmentos maiores que 1000 ha	65	61
Tamanho do maior fragmento	14.905	14.794

Considerando que 85% da região do estudo era originalmente composto por formações florestais (FOM e FES), a pressão do desmatamento na região resultou na subtração 2.984.609,81 ha de florestas ao longo do processo histórico de colonização do Paraná. A atual cobertura florestal (12,36%) encontra-se fragmentada, isolada e sujeita às pressões das ações antrópicas na matriz, que domina o restante 87,64% da paisagem estudada.

Para a região do estudo, podem ser feitas inferências sobre a percepção da paisagem baseadas no Limiar de Fragmentação de Andrén²⁶, e no Limiar da Percolação de Stauffer²⁷, ambos citados por Metzger (1999). O limiar de percolação é a quantidade mínima de habitat necessária numa determinada paisagem para que uma espécie, que não tem capacidade de sair do seu habitat, possa cruzar a paisagem de uma ponta a outra. No limiar, há uma mudança brusca na estrutura da paisagem, com redução no tamanho dos fragmentos, aumento no número e no isolamento dos fragmentos, e logo perda repentina da conectividade da paisagem. Isso resulta em paisagens fragmentadas, com baixa capacidade de manter diversidade biológica (METZGER; DÉCAMPS, 1997).

²⁶ ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v.71, p.355-366, 1994.

²⁷ STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. London: Taylor e Francis, 1985.

O "Limiar de Percolação de Stauffer" sugere a existência de uma probabilidade crítica (que corresponde à proporção, em área, da paisagem ocupada pelo habitat numa paisagem bimodal, formada unicamente por habitat e não-habitat) $p_c=0,5928$ ou 59,28% (limiar da percolação), que é o valor (constante) pelo qual a paisagem passa bruscamente de um estágio conectado (onde há percolação) para um estágio desconectado (onde não há mais percolação). Quando a proporção de habitat na paisagem (p) está próxima do limiar de percolação (p_c), ocorrem mudanças bruscas nas características dos fragmentos, em particular no número, na distribuição de áreas, nas dimensões fractais e no comprimento de bordas. Para essa análise, o mapa de uso e cobertura do solo dos polígonos de área de uso das espécies foi reclassificado, de maneira a se obter somente duas categorias: habitat (remanescentes de vegetação nativa) e não-habitat (ambientes gerados a partir da ação antrópica).

Durante o processo de fragmentação, ocorrem mudanças estruturais bruscas em diferentes momentos. Para Metzger (2010), há uma perda brusca no tamanho médio dos fragmentos por volta de 70% a 80% de habitat remanescente. Analisando o histórico do desmatamento no Paraná, este limiar (70%) foi atingido por volta de 1937 quando a cobertura florestal do estado já estava reduzida para 58,65% (MAACK, 1968).

Para a FOM o processo de fragmentação foi muito rápido. Maack (1968) relata que em 1890 a área de abrangência correspondia a 73.780,00 km². Em 1930, num prazo de 40 anos, o remanescente original foi reduzido a pouco mais da metade (53,6%), chegando em 1965 a 15.932,00 km², ou 21,6% da floresta original. Portanto, estes limiares, que representariam um estado melhor de conservação da biodiversidade local, já há muito tempo foram atingidos na região de estudo, e a situação de empobrecimento da biodiversidade é evidenciada atualmente por indicadores como a ausência de espécies nativas típicas e da lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna e flora na região.

Já o "Limiar de Fragmentação de Andrén" sugere que a sensibilidade das espécies à fragmentação de habitat varia em função da proporção de área ocupada pelo habitat na paisagem. Quando a proporção de habitat na paisagem é superior a 0,30 ou 30%, o tamanho da população varia particularmente em função da redução da área do habitat; e quando esta proporção é inferior a 0,30, como nesta paisagem, os fragmentos de habitat se dispõem de forma mais dispersa e isolada dentro de

uma ampla matriz, e as espécies passam a ser particularmente sensíveis à essa disposição espacial.

Há claras evidências, inclusive obtidas recentemente no Brasil, de que paisagens com menos de 30% de habitat tendem a ter apenas fragmentos pequenos e muito isolados, e suportam por consequência comunidades muito empobrecidas, e isso para diferentes grupos taxonômicos (MARTENSEN, PIMENTEL; METZGER, 2008; METZGER *et al.*, 2009). O limiar de 30% poderia ser considerado, assim, como um limite mínimo de cobertura nativa que uma paisagem intensamente utilizada pelo homem deveria ter, permitindo conciliar uso econômico e conservação biológica (METZGER, 2010).

Assim, trabalhar com uma meta de 30% de cobertura florestal ("Limiar de Fragmentação de Andrén"), tendo em vista a necessidade legal da manutenção de 20% de RL somando-se as APP's, seria uma meta mínima para a restauração da paisagem da região sul do Brasil, já tão antropizada e alterada. Neste caso, a paisagem estudada também há muito atingiu este limiar. Em ambientes já tão fragmentados como no Sul do Brasil, o limiar de Andrén (30%) parece ser mais realista e exequível do ponto de vista legal, que o de Stauffer (60%), que poderia ser aplicado para regiões de menor pressão de uso do solo, e mais conservadas, como na Amazônia, por exemplo.

4.2.2 Análise do tamanho dos fragmentos

Do total de 5912 fragmentos, 76,39% são da classe de menor tamanho até 50 ha. No entanto, estes fragmentos menores representam apenas 16,55% de área de cobertura florestal remanescente (Tabela 28). Já a classe 4, dos fragmentos maiores que 1.000 ha (61 fragmentos), detém 38,94% de toda cobertura florestal remanescente da região de estudo, correspondendo a 193.143,40 ha.

TABELA 28 – NÚMERO E ÁREA DE FRAGMENTOS POR CLASSES DE TAMANHO

CLASSES DE TAMANHO	MÍN.	MÁX.	FRAGMENTOS		ÁREA FRAGMENTOS	
			N.º	%	ha	%
1	0	50	4516	76,39	82.074,85	16,55
2	50,01	250	1113	18,83	113.495,70	22,88
3	250,01	1000	222	3,76	107.303,11	21,63
4	1000,01	>	61	1,03	193.143,40	38,94
TOTAL				100,00	496.017,16	100,00

Analisando a área acumulada dos fragmentos por classes de tamanho (Tabela 29), pode-se observar que a conservação dos 283 fragmentos maiores que 250 ha poderia resultar na conservação de 60,57% de toda área florestal remanescente. Portanto, seria a melhor opção estratégica de ação, atuar de forma prioritária com ações voltadas para a conservação das classes de maior tamanho de fragmentos (acima de 250 ha).

TABELA 29 – NÚMERO E ÁREA ACUMULADA DOS FRAGMENTOS POR CLASSES DE TAMANHO

CLASSES	TAMANHO	FRAGMENTOS		FRAGMENTOS ACUMULADOS		ÁREA (ha)		ÁREA ACUMULADA	
		N.º	%	N.º	%	ha	%	ha	%
4	>1000	61	1,03	61	3,75	193.143,40	38,94	193.143,40	38,94
3	>250	222	3,76	283	18,82	107.303,11	21,63	300.446,51	60,57
2	>50	1113	18,83	1396	76,38	113.495,70	22,88	413.942,21	83,45
1	< 50	4516	76,39	5912	100,00	82.074,85	16,55	496.017,16	100,00
TOTAL		5912	100,00	-	-	496.017,16	100,00	-	-

A análise comparativa das classes de tamanho de remanescentes florestais nos períodos de 2005 e 2008 revelou os seguintes aspectos na estrutura da paisagem (Tabela 30): aumento do número de fragmentos; aumento do número de fragmentos nas classes de menor tamanho, com áreas menores que 50 ha (classes 1 e 2) e diminuição de número de fragmentos e área total dos maiores fragmentos, acima de 250 ha (classes 3 e 4).

Portanto, os resultados comparativos dos fragmentos entre os períodos avaliados refletem, de forma esperada, o contínuo processo de fragmentação na estrutura da paisagem estudada.

TABELA 30 - COMPARATIVO DE PARÂMETROS DOS FRAGMENTOS ENTRE OS PERÍODOS DE 2005 E 2008

CLASSES DE TAMANHO	2005				2008			
	FRAGMENTOS		ÁREA FRAGMENTOS		FRAGMENTOS		ÁREA FRAGMENTOS	
	N.º	%	ha	%	N.º	%	ha	%
1	4370	75,84	80.103,25	15,67	4516	76,39	82.074,85	16,55
2	1087	18,86	110.927,3	21,71	1113	18,83	113.495,7	22,88
3	240	4,17	115.509,03	22,6	222	3,76	107.303,11	21,63
4	65	1,13	204.521,89	40,00	61	1,03	193.143,40	38,94
TOTAL	5762	100,00	511.061,47	100,00	5912	100,00	496.017,16	100,00

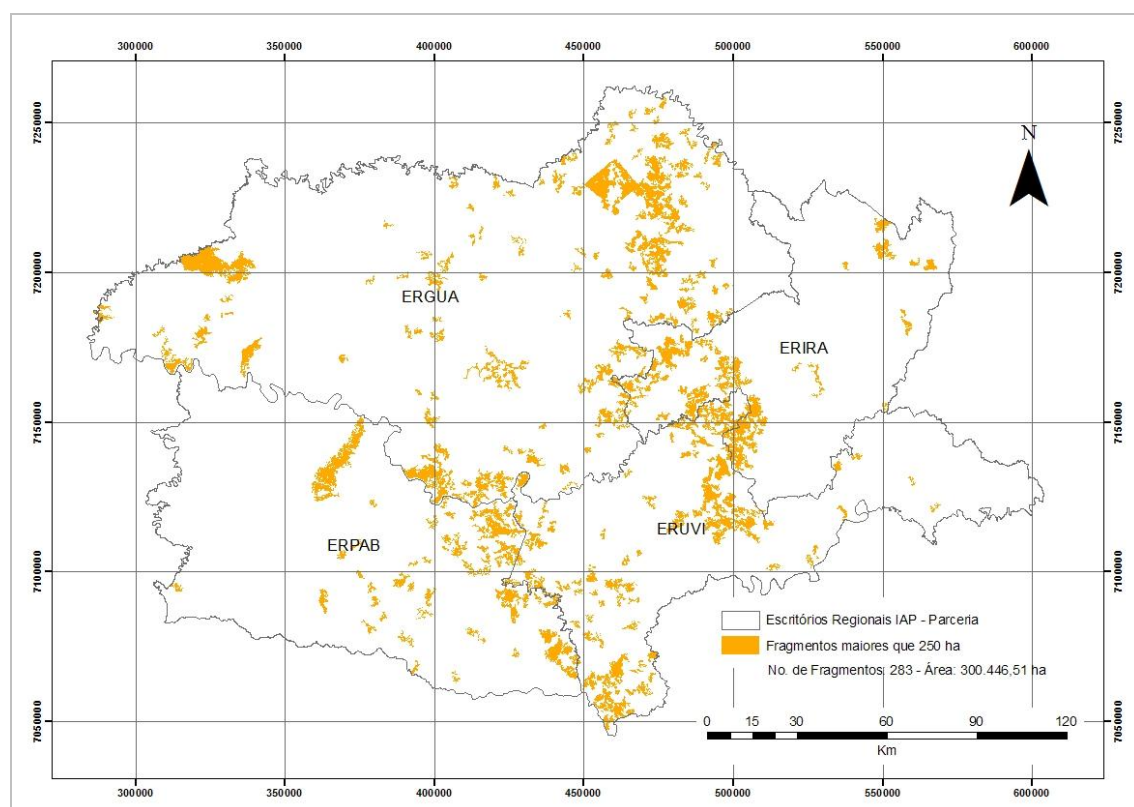


FIGURA 28 – MAPA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS CLASSES 3 E 4 - MAIORES QUE 250 há, NA REGIÃO ESTUDADA

4.2.3 Análises de distribuição espacial

4.2.3.1 Análise dos fragmentos por região fitogeográfica na região do estudo

Conforme o objetivo deste estudo em definir indicativos para a gestão da FOM no Paraná, a maior parte da área, 76,66% está sobre a região delimitada por Maack (1968) como Floresta com araucária. A cobertura florestal remanescente mapeada (estágios médio e avançado) foi de 404.106,51 ha, que corresponde a 13,13%. Este percentual está de acordo com o estudo de Ribeiro *et al.* (2009) que apontou um percentual de 12,6% para a região da FOM no Brasil (Tabela 31).

TABELA 31 - ÁREA DE COBERTURA FLORESTAL POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA, COM UCs

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	ÁREA ORIGINAL		ÁREA DE COBERTURA	
	ha	% ⁽¹⁾	ha	% ⁽²⁾
Floresta Ombrófila Mista	3.077.560,57	76,66	404.098,58	13,13
Floresta Estacional Semidecidual	334.430,20	8,33	23.282,38	6,96
Estepe (campos)	602.540,29	15,01	68.636,21	11,39
TOTAL	4.014.531,06	100,00	496.017,17	12,36

FONTE: Base – mapeamento Maack (1968)– modificado por Roderjan, kuniyoshi e Galvão (1993)

(1) Em relação à área do estudo.

(2) Em relação ao compartimento da região fitogeográfica na região do estudo.

Na Floresta Estacional Semidecidual, que representa apenas 8,33% da área, foram encontrados 23.282,38 ha de remanescentes florestais (Tabela 31, ver Figura 10). Já as Estepes (campos) representam 15,01% da região do estudo. Apesar de não se caracterizar como um ambiente florestal foi também considerado a cobertura florestal inserida nestes ambientes (capões) que somaram 68.636,21 ha. Assim, o percentual de cobertura florestal presente sob forma de capões nas Estepes foi de 12,36% (Tabela 31, ver Figura 10).

Cabe ressaltar que, no caso de desconsiderar estes fragmentos situados nas áreas delimitadas como estepes, computando apenas os remanescentes sobre as áreas florestais (FOM e FES), o percentual de cobertura florestal seria de 12,53%, uma diferença de 0,17%. Desta forma, considerando que estes capões constituem fragmentos que merecem ser avaliados no planejamento da paisagem, estes foram incluídos em todas as análises realizadas. Quanto à questão da análise de vegetação natural sobre a região de Estepes, não foram realizadas análises tendo

em vista a dificuldade de identificação destes ambientes por meio de imagens de satélite.

4.2.3.2 Análise da cobertura florestal em áreas de preservação permanente relativa aos recursos hídricos (APP_h)

Conforme descrito na metodologia (Capítulo 3), as Áreas de Preservação Permanente indicadas no presente estudo referem-se àquelas correspondentes às áreas ciliares (30 e 100 m), várzeas e nascentes (50 m), identificadas pelo mapeamento (APP_h). Desta forma, foram identificados 595.876,74 ha de APP_h, que representam 14,84% da área (Tabela 32).

Segundo a avaliação ecológica realizada para o Projeto Paraná Biodiversidade (PARANÁ, 2006) para uma região da FOM, as APP's levantadas naquele estudo corresponderam a 14,95% do Corredor, corroborando os resultados ora apresentados.

Do total das APP_h, 595.876,74 ha que representam 14,84% da área estudada, foram mapeados somente 73.011,57 ha com cobertura florestal (Tabela 32, Figura 29). Desta forma, pela metodologia adotada, o déficit de cobertura florestal para estas áreas seria de 87,75% (522.865,17 ha).

Sanquetta, Côrte & Santos (2005) estudaram a situação das APP's exigidas legalmente dentro do Estado do Paraná nas diferentes regiões. Conforme a metodologia daquele estudo observou-se um percentual de déficit de floresta em APP's da ordem de 78,08%, indicando que somente 21,92% das APP's ao longo dos rios do Estado possuiriam situação regular. Para a FOM, o estudo apontou apenas 18.605 ha com cobertura florestal em APP, representando 11,80%, ou seja, um déficit de 88,20%. Já pela AER, foram constatados 38,98% das áreas de preservação permanente com cobertura vegetal (PARANÁ, 2006).

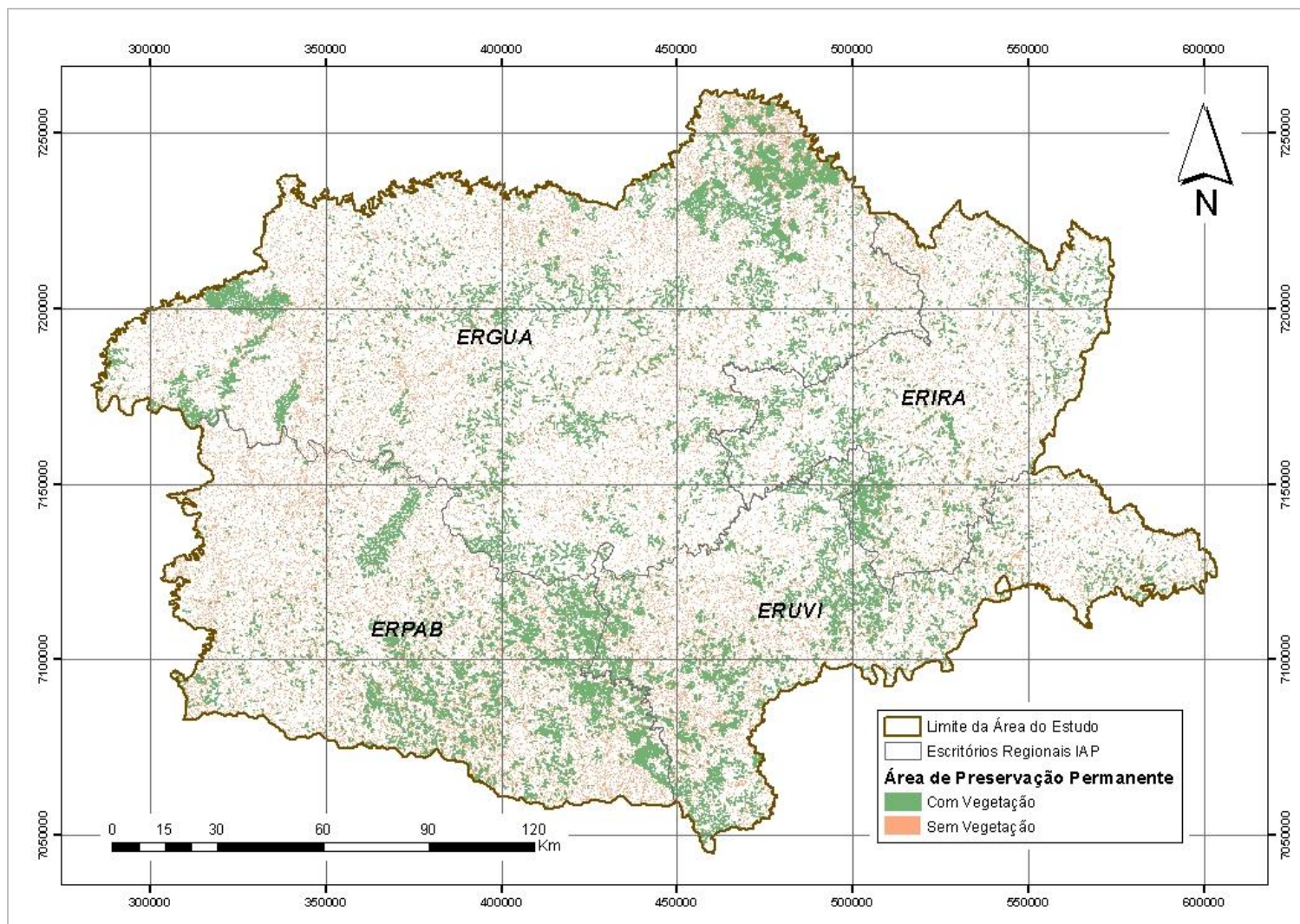


FIGURA 29 - COBERTURA FLORESTAL EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

FONTE: Adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

NOTA: Área total 595.876,74 ha

Considerando suas funcionalidades ambientais, áreas de APP_h devem ser consideradas as de maior prioridade para recuperação.

TABELA 32 - CONDIÇÕES DE VEGETAÇÃO EM APP

ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	ÁREA	
	ha	%
Com vegetação - conservação	73.011,57	12,25*
Sem vegetação - a restaurar	522.865,17	87,75*
APP TOTAL	595.876,74	14,84**
REGIÃO DO ESTUDO	4.014.531,06	100,00

* em relação ao total de APP's

** em relação à área total de estudo

4.2.3.3 Análise da cobertura florestal em Zonas de Fragilidade Ambiental – ZFA (*todos os fragmentos*)

A análise da cobertura florestal presente nas zonas de fragilidade ambiental ZFA, revelou que de toda área assim definida, com 2.046.016,57 ha, somente 320.759,05 ha possuem cobertura florestal em estágios médio ou avançado (Tabela 33, Figura 30). Assim, nessas áreas de grande fragilidade, 1.725.257,53 ha podem ser considerados estratégicos e prioritários para recuperação, visando à manutenção da estabilidade do meio, especialmente relacionado aos aspectos físicos que determinam o caráter de fragilidade nesta zona (solo, declividade, altimetria e APP_h).

TABELA 33 - DESCRIÇÃO DE ZONAS E COBERTURA FLORESTAL

DESCRIÇÃO ÁREA	ÁREA (ha)	%
Área Total Estudo	4.014.531,06	100,00
Zonas Fragilidade Abióticas MIII	1.723.014,77	42,92
APP's Situadas Fora De Zonas Fragilidade	323.001,81	8,04
ZFA	2.046.016,57	50,97
ZFA com Cobertura Florestal	320.759,05	15,68
ZFA sem cobertura florestal	1.725.257,53	84,32

* em relação a área total

** em relação a área de ZFA

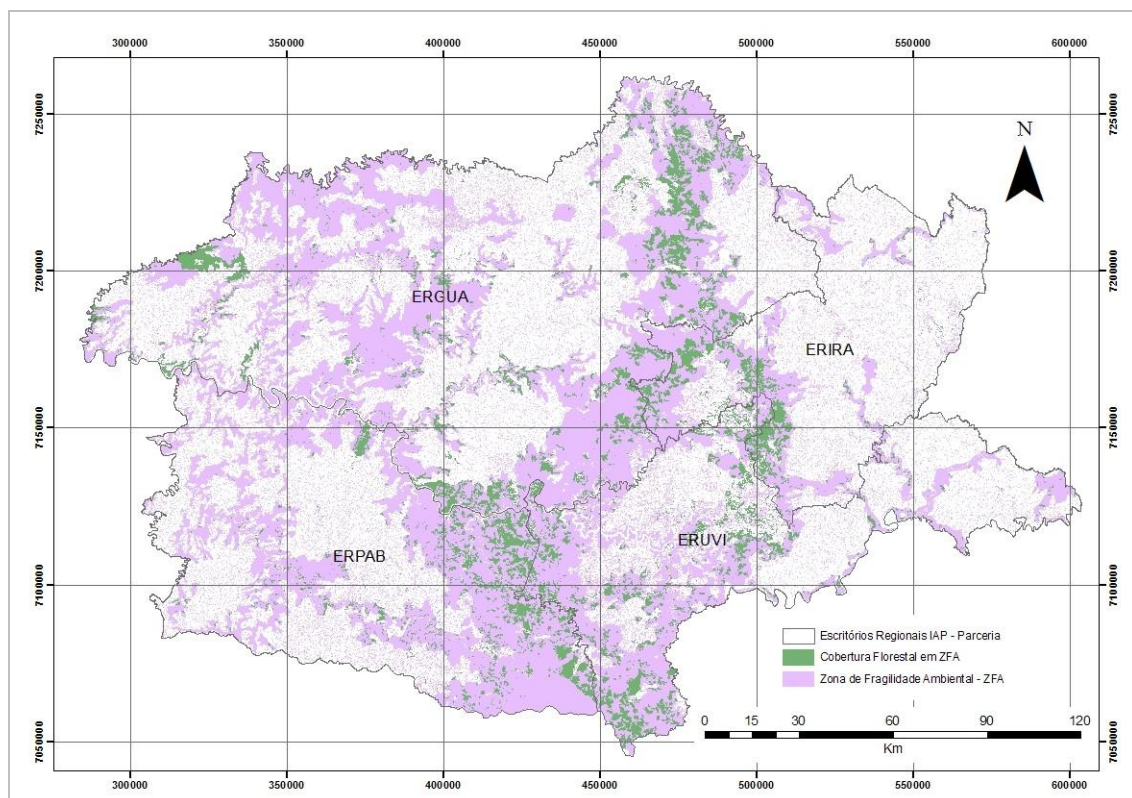


FIGURA 30 - COBERTURA FLORESTAL EM ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL - ZFA

4.2.3.4 Análise de distribuição espacial dos fragmentos por unidades administrativas do IAP

Considerando que um dos objetivos deste estudo é fornecer elementos para gestão realizada pelo IAP, foi também realizada a análise dos fragmentos, por escritório regional (Figura 31). Assim, os escritórios de Irati, União da Vitória, Pato Branco e Guarapuava foram avaliados separadamente e de forma comparativa.

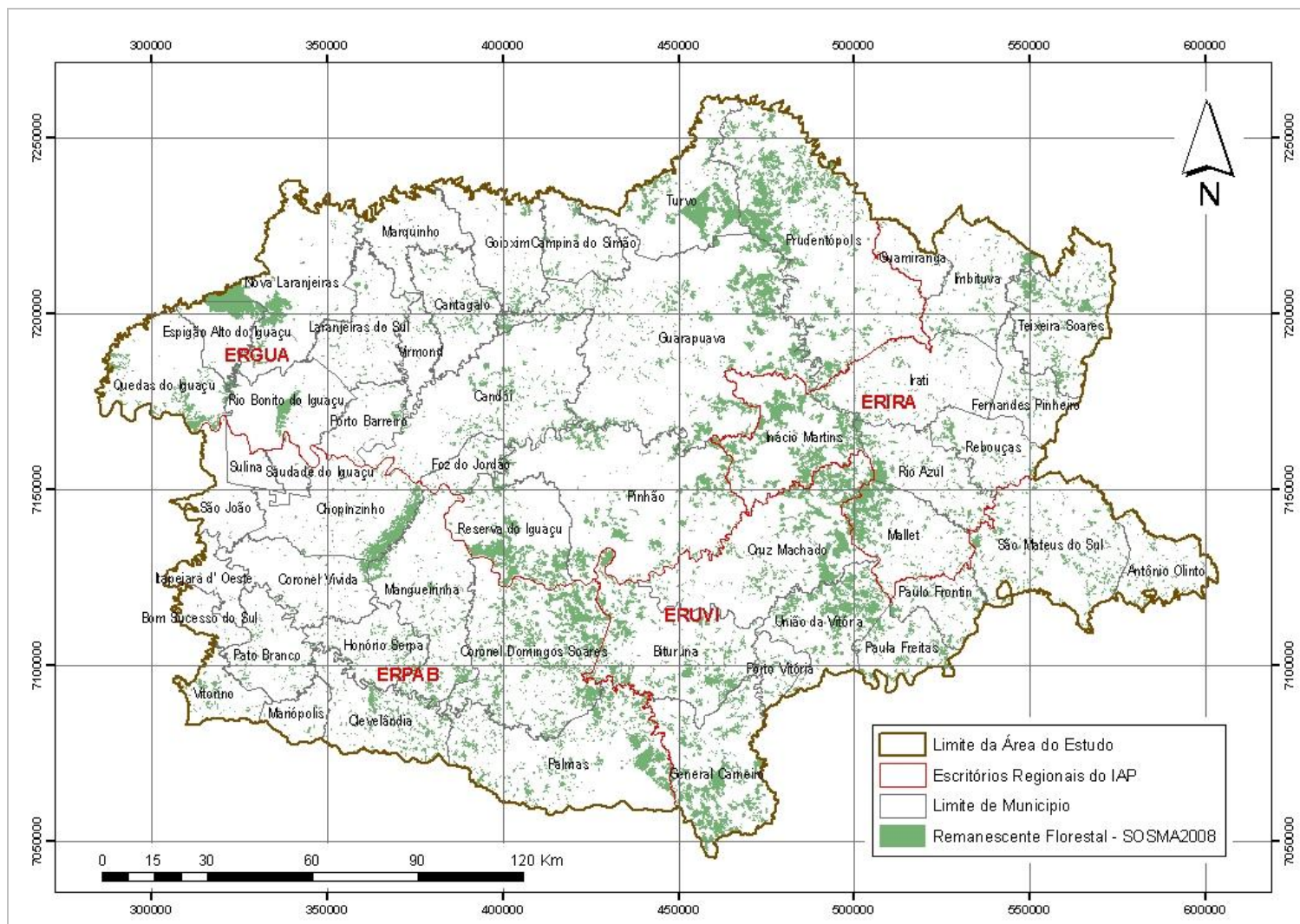


FIGURA 31 - FRAGMENTOS FLORESTAIS POR ESCRITÓRIO REGIONAL

Os dados comparativos do quatro regionais avaliados apontam o escritório regional de Guarapuava como o de maior importância para ações de conservação, pois detém a maior área florestal remanescente (Tabela 34). Na região deste escritório também está situado o maior remanescente florestal contínuo, que compreende a Reserva Indígena de Marrecas (14.905 ha). Ainda, o escritório de União da Vitória também deve ser priorizado, em função de apresentar o maior percentual de cobertura proporcionalmente à sua área de abrangência (Tabela 34).

Já para os escritórios regionais com os menores percentuais de cobertura florestal, Pato Branco e Irati, devem também ser priorizadas as ações de recuperação da vegetação, além da conservação de seus remanescentes florestais nativos.

TABELA 34 - REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS POR ESCRITÓRIO REGIONAL DO IAP__BASE 2008

ESCRITÓRIO REGIONAL	ERGUA	ERUVI	ERPAB	ERIRA	TOTAL
Área total do ESREG	1.748.547,03	729.664,46	929.066,69	607.252,86	4.014.531,06
% Cobertura Florestal	11,24	16,04	11,08	12,36	12,36
Área Remanescente	196.603,17	117.071,83	102.978,86	79.371,16	496.025,07

FONTE: Cobertura florestal adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

A análise comparativa entre as classes de tamanho dos fragmentos e os períodos de 2005 e 2008 (Tabelas 35 e 36, respectivamente) aponta para a confirmação do processo de fragmentação, pois se observa o aumento da área dos fragmentos menores, classes 1 e 2, bem como a diminuição da área dos maiores fragmentos.

TABELA 35 - ÁREA DE VEGETAÇÃO NATIVA REMANESCENTE EM CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS, POR ESCRITÓRIO REGIONAL. BASE 2005

CLASSES	TAMANHO DE FRAGMENTOS		ERGUA	ERUVI	ERPAB	ERIRA	ÁREA TOTAL DOS FRAGMENTOS	
	Mínimo	Máximo					ha	%
1	0	50	22867,86	17779,75	25242,33	14213,31	80.103,25	15,67
2	50,01	250	33455,11	30546,07	25917,88	21008,24	110.927,3	21,71
3	250,01	1000	54336,81	30645,98	19182,28	11343,96	115.509,03	22,6
4	1000,01	>	91203,72	42543,7	36161,6	34612,87	204.521,89	40,02
TOTAL			201863,5	121515,5	106504,1	81178,38	511.061,47	100

FONTE: Cobertura Florestal adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

TABELA 36 - ÁREA DE VEGETAÇÃO NATIVA REMANESCENTE EM CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS, POR ESCRITÓRIO REGIONAL. BASE 2008

CLASSES	TAMANHO DE FRAGMENTOS		ERGUA	ERUVI	ERPAB	ERIRA	ÁREA TOTAL DOS FRAGMENTOS	
	Mínimo	Máximo					ha	%
1	0	50	24.895,04	18.684,79	25.496,11	14.524,72	83.600,66	16,85
2	50,01	250	39.662,20	30.904,09	26.342,36	21.232,16	118.140,81	23,82
3	250,01	1000	53.077,32	29.134,25	17.956,78	11.647,93	111.816,28	22,54
4	1000,01	>	78.968,61	38.348,75	33.183,61	31.966,35	182.467,32	36,76
TOTAL			196.603,17	117.071,88	102.978,86	79.371,16	496.025,07	100

FONTE: Cobertura Florestal adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

4.3 ANÁLISES DO CONTEXTO ATUAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO POR NÍVEL DE RESTRIÇÃO DE USO

4.3.1 Unidades de conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável

A análise das unidades de conservação, no contexto deste estudo, mesmo não tendo influencia metodológica explícita, se dá em função de que, um dos objetivos deste estudo será apontar áreas prioritárias para conservação, sendo assim necessário avaliar os remanescentes florestais que já estão protegido no Sistema Estadual de Unidades de Conservação.

A criação de unidades de conservação tem sido considerada como uma das estratégias mais eficazes para a contenção do processo de extinção de espécies em nível local. Porém, na região do estudo existem atualmente poucas Unidades e Conservação, representadas apenas por 13 Unidades de categorias de Proteção Integral e de Uso Sustentável de domínio público (Tabela 37, Figura 32).

Algumas das unidades que atualmente estão em categorias consideradas de uso sustentável têm sua gestão efetuada na prática como UC de proteção integral, como é o caso da ARIE da Serra do Tigre, Reserva Florestal de Pinhão e ARIE do Buriti. Portanto, considerando que o IAP, responsável pela gestão, já prevê a recategorização destas UCs para a legislação atual do SNUC, neste trabalho, após uma análise individualizada de cada uma das unidades, foi considerado como **Áreas Efetivamente Protegidas** (Tabela 37). Uma tabela referente à classificação

estritamente conforme o SNUC foi inserida no Apêndice 3. Além disto, as RPPNs que também pela legislação do SNUC são consideradas de Uso sustentável têm o seu manejo restrito no Estado do Paraná à conservação dos ambientes florestais. Portanto, também foram consideradas como Áreas Efetivamente Protegidas (Tabela 37). A listagem das RPPNs incidentes na região do estudo pode ser observada no Anexo 5.

TABELA 37 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO FEDERAIS E ESTADUAIS NA REGIÃO DO ESTUDO

ID	UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	CATEGORIA	SIGLA	GESTÃO	DOMÍNIO	AREA (ha)
1	Floresta Nacional de Irati	Uso Sustentável	FN	Federal	FOM	3.484,02
2	Floresta Estadual de Santana	<i>Uso Sustentável</i> ⁽¹⁾ _PI	FE	Estadual	FOM	60,50
3	Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas	Proteção Integral	RVS	Federal	FOM, CAMPOS	16.582,36
4	Reserva Biológica das Araucárias	Proteção Integral	RB	Federal	FOM, CAMPOS	16.575,20
5	ARIE da Serra do Tigre	<i>Uso Sustentável</i> ⁽¹⁾ _PI	ARIE	Estadual	FOM	32,90
6	APA Estadual da Serra da Esperança	Uso Sustentável	APA	Estadual	FOM	206.555,82
7	Reserva Florestal de Pinhão	<i>Uso Sustentável</i> ⁽¹⁾ _PI	RFL	Estadual	FOM	196,81
8	Estação Ecológica de Fernandes Pinheiros	Proteção Integral	EE	Estadual	FOM	532,13
9	Parque Estadual de Palmas	Proteção Integral	PE	Estadual	FOM	181,13
10	Estação Ecológica do Rio dos Touros	Proteção Integral	EE	Estadual	FOM, FES	1.231,05
11	ARIE do Buriti	<i>Uso Sustentável</i> ⁽¹⁾ _PI	ARIE	Estadual	FOM	81,52
12	Parque Estadual Santa Clara	Proteção Integral	PE	Estadual	FOM	631,58
13	Parque Estadual Vitério Piassa	Proteção Integral	PE	Estadual	FOM	107,20
SUB- TOTAL						246.252,22
RPPN's (soma das áreas)		<i>Uso Sustentável</i> ⁽¹⁾ _PI	RPPN's	Fed + E	-	5.403,05
TOTAL						251.655,27

(1) Consideradas como Uso Sustentável pelo SNUC, mas que tem seu manejo estadual caracterizado como Proteção integral - PI.

(2) FONTE: IAP e MMA.

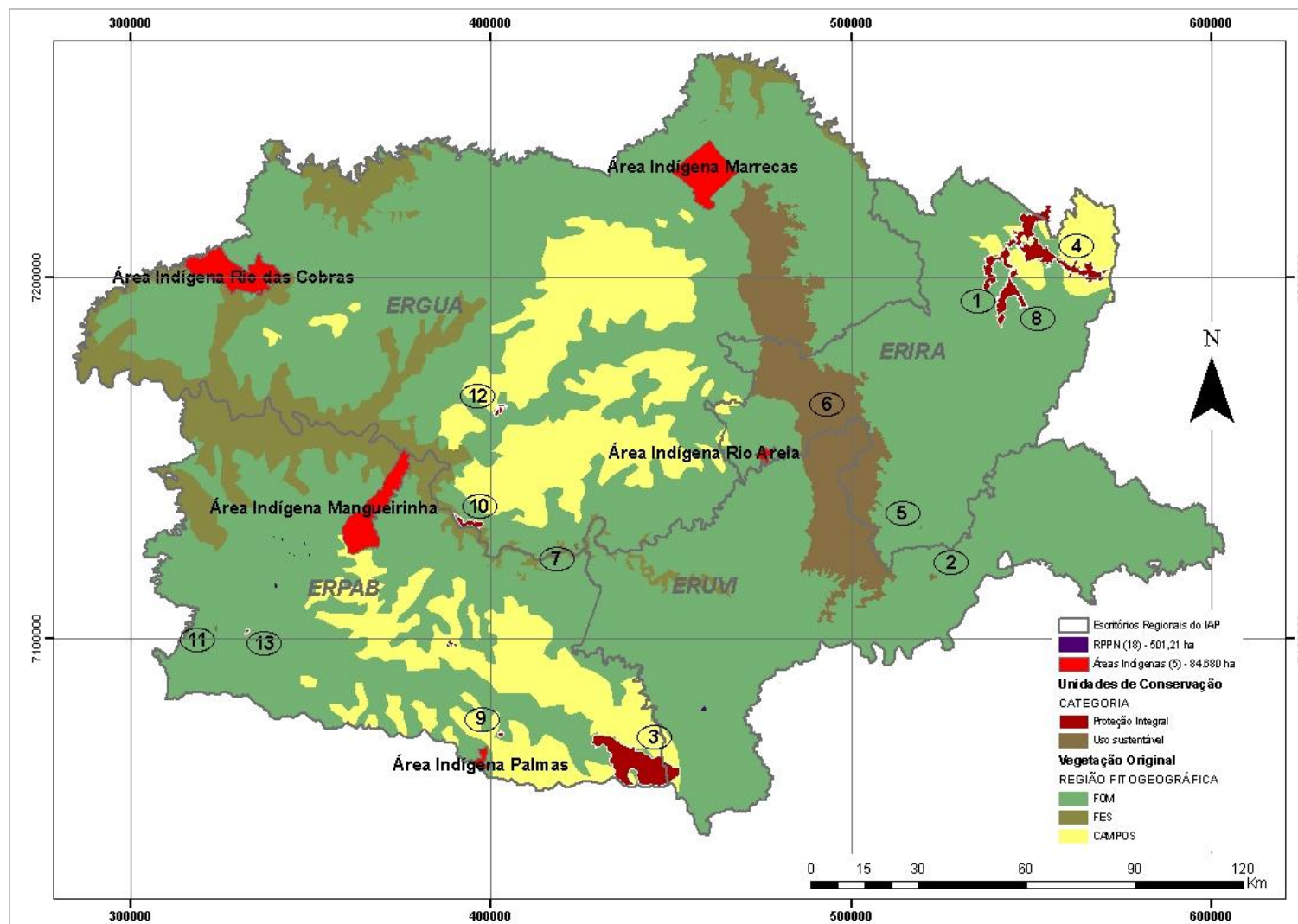


FIGURA 32 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO DO ESTUDO

4.3.2 Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNS na área do estudo

As RPPNs criadas por iniciativas particulares foram alavancadas pelos recursos do ICMS - Ecológico que podem reverter para os municípios em que estão inseridos. Atualmente no estado existem 213 RPPN²⁸. Entretanto, observa-se que a região do Paraná que menos foram instituídas RPPN's foi a região da FOM. Na região do estudo existem somente 21 RPPNs, sendo 3 Federais e 18 estaduais, demonstrando que ainda existe um potencial para realização de ações voltadas para criação de mais RPPN's na região (Anexo 2 – lista de RPPNs na região do estudo).

4.3.3 Áreas indígenas

O governo federal, com a aprovação, em 2006, do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas, passou a reconhecer a importância das terras indígenas (que no Brasil somam mais 105 milhões de hectares) para a conservação da biodiversidade e vem trabalhando para fortalecer a integração dessas terras ao planejamento e à gestão da conservação no Brasil (MMA, 2007). Assim, as Terras Indígenas mesmo não se enquadrando como Unidades de Conservação, foram avaliadas no presente estudo, pois são representativas para a indicação do zoneamento e também devem ser consideradas e excluídas dos remanescentes florestais potenciais para criação de novas Unidades.

Na região do estudo existem cinco áreas indígenas que totalizam 55.227,16 ha. O maior fragmento remanescente contínuo da região está localizado na Área Indígena de Marrecas, nos municípios de Turvo e Guarapuava. Já a RI Manguueirinha, com 17.138,79 ha abriga importantes remanescentes de FOM. Entretanto, há que ser ressaltado que tais remanescentes foram explorados seletivamente, e, portanto, não podem ser considerados como amostras do

²⁸ Disponível em: <<http://www.uc.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=44>>. Acesso em: 26 abril 2010.

ecossistema em sua forma original, mesmo sendo as últimas áreas extensas representativas da FOM no Paraná (Figura 33).

TABELA 38 – ÁREAS INDÍGENAS NA REGIÃO DO ESTUDO

ÁREA INDÍGENA	ÁREA (ha)	MUNICÍPIOS ABRANGIDOS
Área Indígena Marrecas	18.499,10	Turvo e Guarapuava
Área Indígena Rio das Cobras	16.797,71	Nova Laranjeiras, Espigão Alto do Iguaçu
Área Indígena de Mangueirinha	17.138,79	Chopinzinho, Mangueirinha e Coronel Vivida
Área Indígena Rio D' Areia	1.300,97	Inácio Martins
Área Indígena de Palmas	1.490,59	Palmas
TOTAL	55.227,16	-

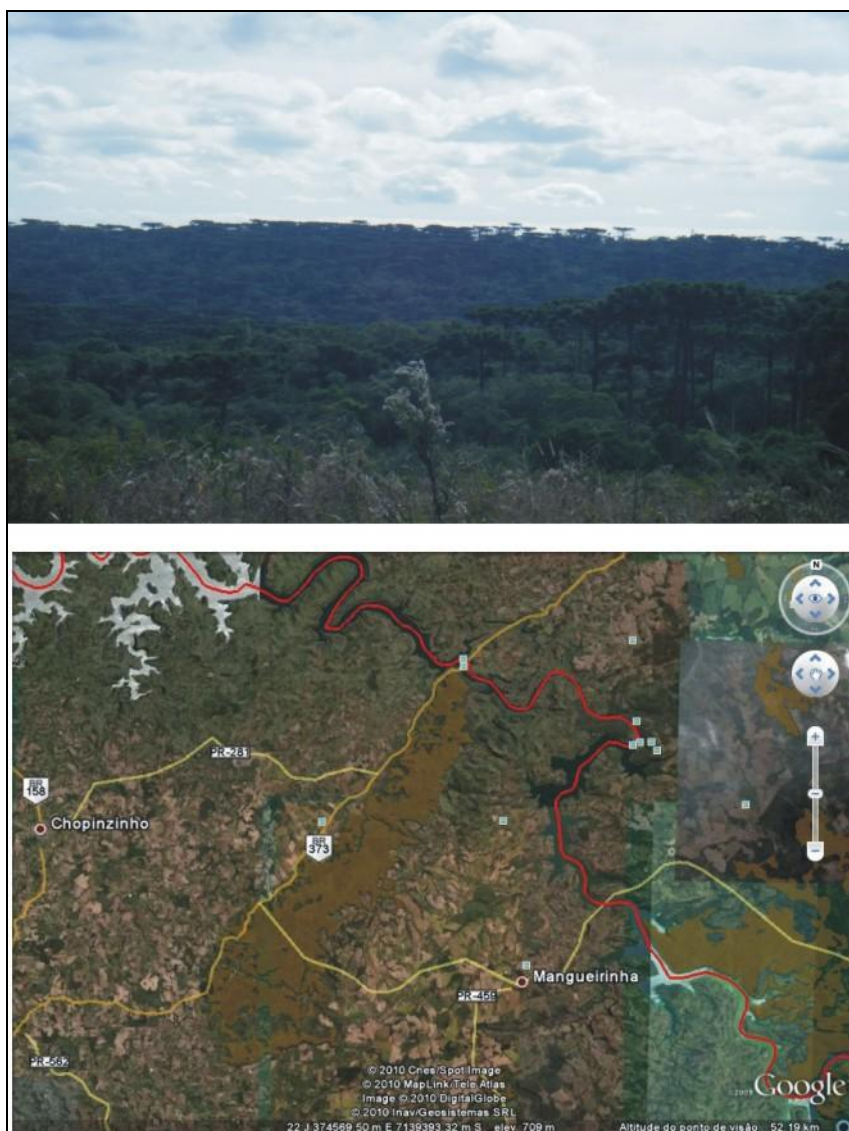


FIGURA 33 – ÁREA INDÍGENA DE MANGUEIRINHA

FONTE: foto A autora. Imagem: Satélite QuickBird/Space Image /Google Earth (2010)

Na categoria de Uso Sustentável, destaca-se a APA da Serra da Esperança (ver Figura 32) abrange uma área de 206.555,82 ha onde ocorrem mosaicos de vegetação basicamente constituída por Floresta Ombrófila Mista em estágios médio a avançado de regeneração. A área abriga muitas espécies de grande interesse em conservação, tais como Lauráceas e outras espécies importantes do bioma e mamíferos grande porte como o puma (*Puma concolor*). É desta região que procede um dos últimos registros da harpia (*Harpia harpija*) para o Estado do Paraná. A área deve funcionar, portanto, como mais uma fonte de organismos para a colonização da área do Corredor (AER). Entretanto, mesmo tendo sido concluído o plano de Manejo da APA da Serra da Esperança em 2009, a gestão adequada desta Unidade carece de muitos elementos para poder considerar realmente protegidas as características da área que justificaram a criação desta Unidade de Conservação. Assim, o uso do solo nas propriedades continua sendo regulado pelas normas vigentes em todo bioma e as pressões de desmate, invasões, retiradas de espécies nativas, plantios de espécies exóticas invasoras e caça, continuam a depauperar os recursos naturais ali presentes.

As unidades de Proteção integral públicas, que realmente exercem, ou deveriam exercer um papel definitivo na conservação das amostras dos ecossistemas, totalizam apenas 36.212,18 ha (11 unidades), o que representa 0,47% da área da FOM e, 0,18%, da área do Paraná (Tabela 39). Isto demonstra a baixa representatividade das áreas protegidas na FOM. Além do que, a unidade como o Refúgio de Vida Silvestre de Palmas (Figura 34), além de compreender grandes áreas de estepes (também de extrema importância para proteção), têm sua implementação recém iniciada pelo ICMBio.

TABELA 39 - ÁREAS PROTEGIDAS NA REGIÃO DO ESTUDO, CONFORME SEU MANEJO ATUAL

306.882,23	N.º	ÁREA			
		ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾	% ⁽³⁾
Uso sustentável – (manejo em prática)	2	210.039,84	1,05	2,72	5,23
Áreas indígenas	5	55.227,16	0,28	0,72	1,38
Subtotal 1		265.267,00	1,33	3,44	6,61
RPPNS	18	5.403,05	0,03	0,07	0,13
Áreas efetivamente protegidas - PI_Públicas - Prática	11	36.212,18	0,18	0,47	0,90
Subtotal 2		41.615,23	0,21	0,55	1,06
TOTAL DE ÁREAS PROTEGIDAS	39	306.882,23	1,53	3,98	7,64

(1) PR: 19985343,9

(2) FOM: 7.710.980,42

(3) Área estudo: 4.014.531,06

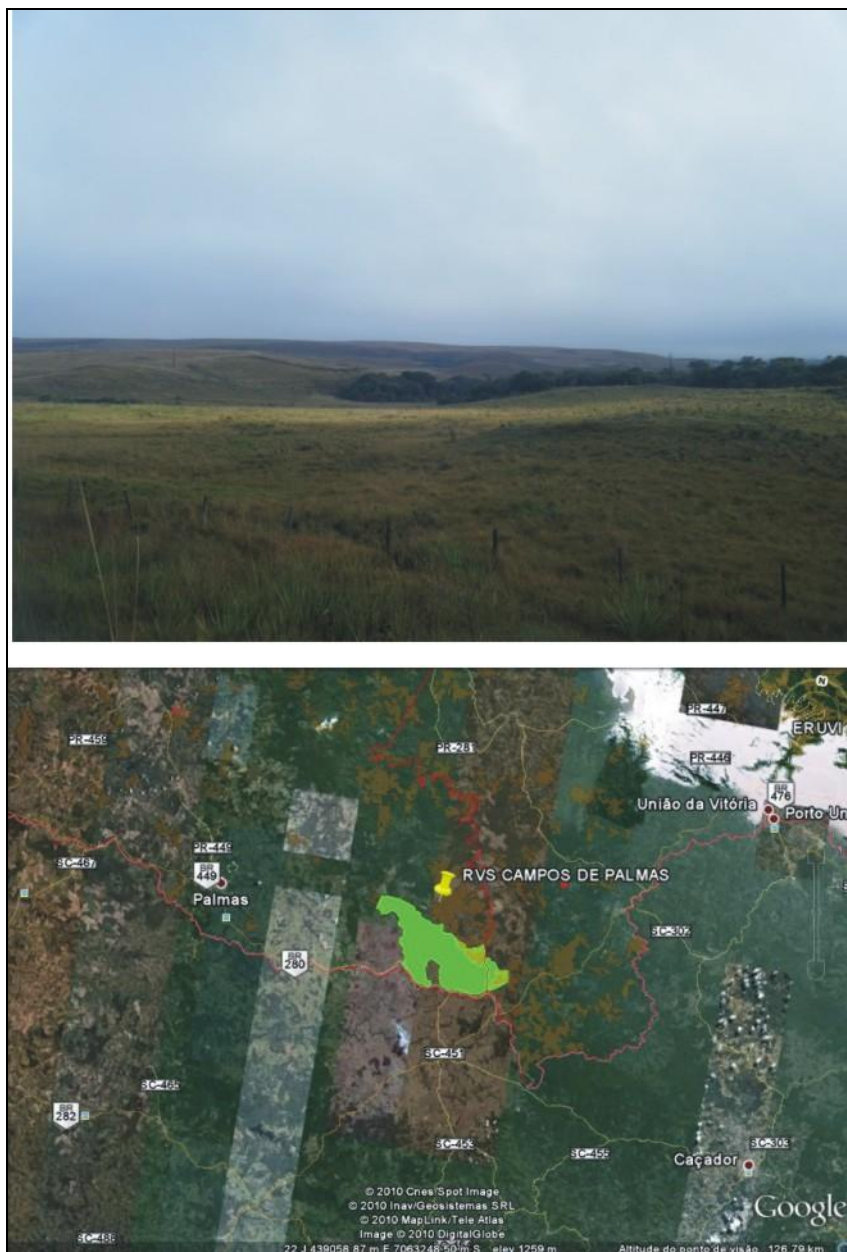


FIGURA 34 - REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS DE PALMAS

FONTE: foto A autora. Imagem: Satélite QuickBird/Space Image /Google Earth (2010)

Os dados apresentados na tabela 39 revelam uma grave situação de baixíssima representatividade de áreas protegidas na região. As Unidades de Conservação de Proteção Integral não chegam a 1% da área estudada. A região é a que possui o menor número de RPPN's do Paraná, 21 unidades, que, se somadas às Unidades PI totalizam 42.358,27 ha de remanescentes oficialmente protegidos, ou seja, 0,21% do território do Paraná. Já as áreas de uso sustentável, com "expressivos" 5,23% da

área, não possuem ações concretas, ou diferenciais no manejo das propriedades ali inseridas (Tabela 39).

Assim, no contexto regional, as áreas protegidas são pouco expressivas. Conforme a Avaliação Ecológica (PARANÁ, 2006), as unidades são pequenas para poderem comportar populações viáveis de certas espécies, como se pode evidenciar também neste estudo (Tabela 37 e Tabela 39). Além disso, a ausência de conectividade entre as unidades de conservação e outros remanescentes florestais regionais pode induzir tais populações à extinção em função da perda da variabilidade gênica.

A baixíssima representatividade das áreas protegidas na região remete à urgente necessidade de criação de mais unidades de proteção integral para na FOM (Figura 35). Este indicativo deve nortear a tomada de decisões de estratégias e política públicas no Estado, o que é corroborado por Mikich e Bérnils (2004) que destacaram que, em função da grave situação em que se encontram os ambientes naturais terrestres e aquáticos no Estado do Paraná, e do grande número de espécies ameaçadas em função desse fator, a principal medida proposta para reverter este quadro é a proteção e/ou recuperação desses ambientes através da criação, ampliação ou implementação de unidades de conservação de uso restrito, bem como através da implantação de corredores formados, principalmente, através da recuperação de florestas ciliares.



FIGURA 35 - PARQUE ESTADUAL DE PALMAS – PROTEÇÃO INTEGRAL
FONTE: foto A autora. Imagem: Satélite QuickBird/Space Image /Google Earth (2010)

4.4 INDICATIVOS DE ZONEAMENTO AMBIENTAL

Com os resultados das análises de cada critério avaliado e o cruzamento dessas informações foi possível realizar uma avaliação final da região, como proposições que visam principalmente à manutenção da estabilidade do meio e conservação da biodiversidade. Desta forma o zoneamento ambiental foi proposto com base em indicativos de fragilidade do meio abiótico, ou seja, indicando a vocação das zonas em função das especificidades naturais do meio abiótico (permanente), e também pela análise do componente biótico (temporário), como indicativo de componentes prioritários a serem conservados.

Três tipos de proposições são apontados pelo estudo: i) zoneamento ambiental; ii) Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade e, iii) Corredor Ecológico Prioritário para conservação da FOM no Paraná.

- i) O zoneamento ambiental foi elaborado pela divisão do território em unidades homogêneas, indicadas como as zonas de mais alta fragilidade que necessitam cuidados especiais, visando garantir a estabilidade do meio físico, tendo como especial ênfase aspectos de conservação de solos e de água. Inserindo a análise da cobertura florestal neste contexto de fragilidade, o zoneamento identificou Zonas Prioritárias para Conservação e Zonas Prioritárias para Recuperação.
- ii) As Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade foram identificadas com base no componente biótico (vegetação) e aspectos estruturais da paisagem. Foram identificados os fragmentos florestais de maior importância ambiental, considerando os critérios tamanho de fragmento e maior área núcleo de biodiversidade (descontando efeito de borda).
- iii) O Corredor Ecológico foi indicado como estratégia para incremento da conectividade da paisagem local por meio do restabelecimento de conexões entre os principais fragmentos florestais remanescentes.

4.4.1 Zonas Estratégicas para Conservação - ZEC

Além da priorização dos fragmentos florestais, para Rodrigues *et al.* (2009) o zoneamento ambiental é o instrumento essencial que possibilita que sejam adotadas ações diferenciadas de conservação, manejo e restauração para cada uma das situações identificadas, conforme os potenciais de auto-recuperação apresentados em determinados compartimentos da paisagem.

Para a definição das Zonas Estratégicas para Conservação (Figura 36) foram mapeados todos remanescentes florestais (estágios médio e avançado) incidentes sobre as zonas de maior fragilidade relativa aos aspectos abióticos, definidas no item ZFA (ver Figura 26). Assim, os remanescentes de vegetação posicionados sobre as ZFA's são de extrema importância para a conservação em função da manutenção da estabilidade nesses ambientes identificados como os que possuem maior fragilidade em relação a solos, declividade e aqueles situados em altitudes acima de 1.100 m.

A vegetação identificada nesta situação totalizou 320.759,05 ha (incluindo toda vegetação existente, inclusive as incidentes sobre UCs), representando 15,68% da ZFA. Observa-se, portanto, um déficit de cobertura florestal de 84,32% sobre as áreas mais frágeis.

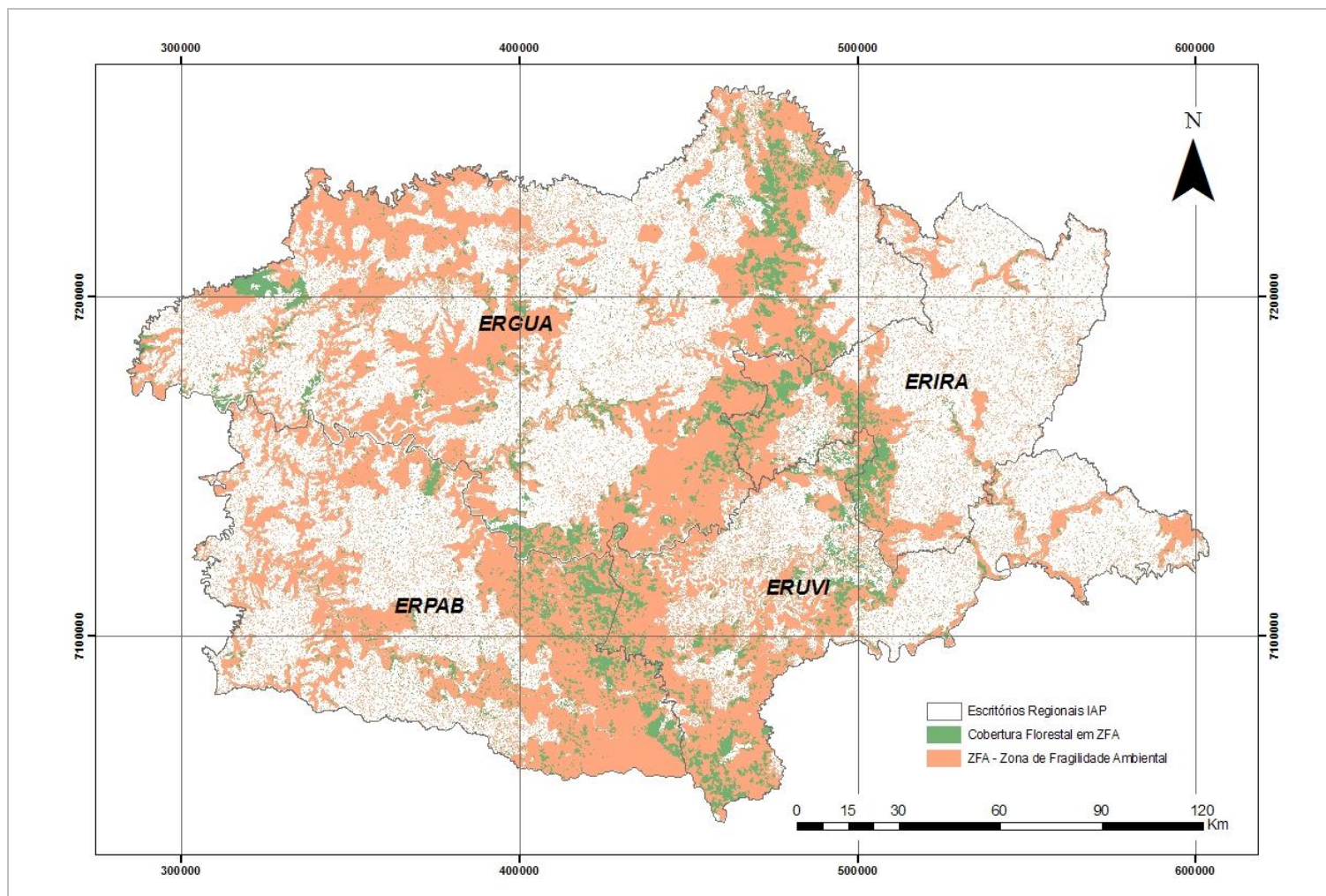


FIGURA 36 – MAPA DAS ZONAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO – ZEC (COBERTURA FLORESTAL EM ZFA)

4.4.2 Zonas Estratégicas para Recuperação - ZER

Esta fase do estudo teve o objetivo de mapear as áreas de maior relevância a serem recuperadas indicadas pelo estudo como Zonas de Fragilidade Ambiental, bem como constituir um "*Banco de Áreas para Recuperação Florestal*".

São áreas que por suas características abióticas teriam vocação florestal, pois usos com cobertura permanente poderiam proporcionar maior estabilidade ao meio.

Conforme descrito no item 4.1.5, foram consideradas as zonas de fragilidade potencial, somada às Áreas de Preservação Permanente situadas além dos limites (323.001,81 ha) para delimitação das Zonas de Fragilidade Ambiental (Tabela 40), que correspondem a 50,98% da área estudada.

TABELA 40 - COMPOSIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL

DESCRIÇÃO DA ZONA	ÁREA	
	ha	%
Área Estudo	4.014.531,06	100,00
Zonas Fragilidade Potencial (MIII)	1.723.014,77	42,91
APP's situadas Fora da ZFP	323.001,81	18,74
ZFA	2.046.016,57	50,98

Sobrepondo o mapa de todos os remanescentes florestais, obteve-se o mapa das lacunas de áreas frágeis que estão sem proteção de florestas, o que totalizou 1.725.257,53 ha que caracterizam as Zonas Estratégicas para Recuperação – ZER (Figura 37). Cabe ressaltar que as áreas de Estepe estão inseridas nesta região, e devem ter tratamento diferenciado quanto as ações a serem previstas.

TABELA 41 - VEGETAÇÃO REMANESCENTE E DÉFICIT EM ZONAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL

CARACTERIZAÇÃO	ÁREAS	
	ha	%
Remanescentes de vegetação em ZFA	320.759,05	15,68
Déficit de Vegetação em ZFA	1.725.257,53	84,32
Zonas de Fragilidade Ambiental - ZFA	2.046.016,57	100 (50,98 ⁽¹⁾)

(1) Em relação à área de estudo.

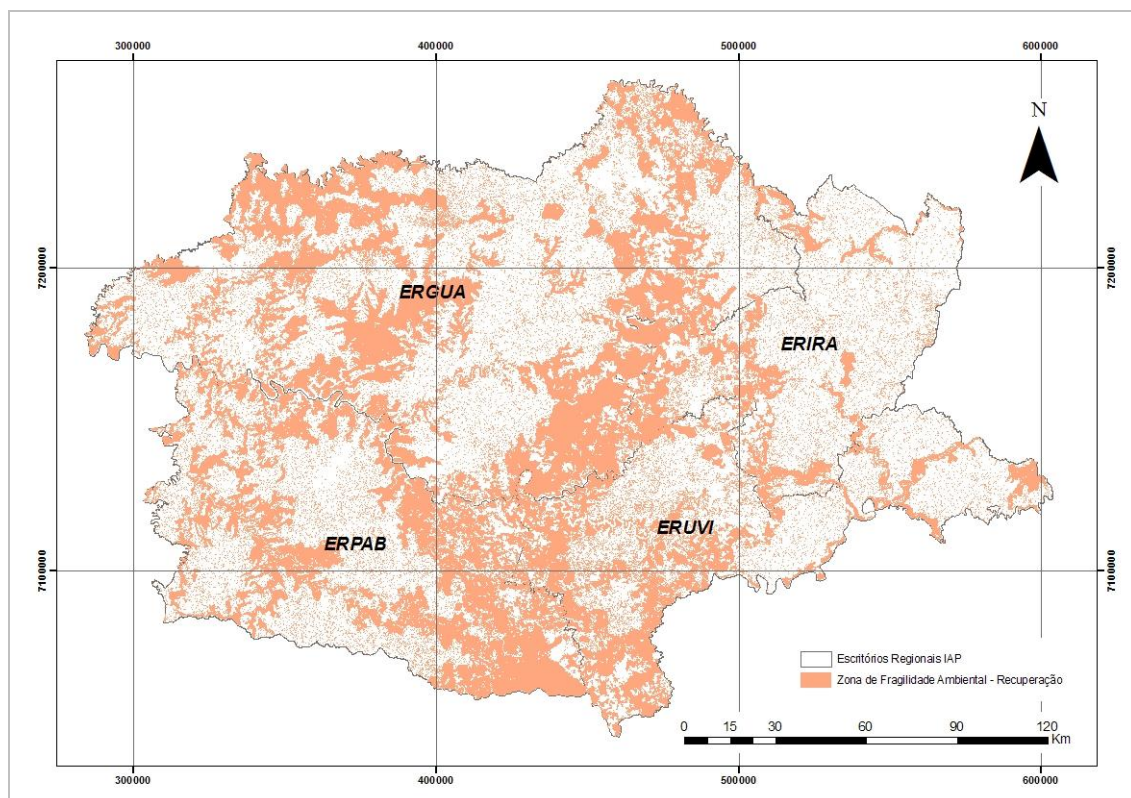


FIGURA 37 - MAPA DAS ZONAS ESTRATÉGICAS PARA RECUPERAÇÃO (EM ZFA) VISANDO À ESTABILIDADE AMBIENTAL_ ZRE = 1.725.257,53 ha

4.4.3 Zoneamento Estratégico Ambiental (conservação e recuperação)

A integração do mapeamento de zonas estratégicas para conservação (ZEC) e zonas estratégicas para restauração (ZER) resultou no zoneamento final da região do estudo (Figura 38). A área total identificada como de fragilidade ambiental correspondeu a 50,97%. Assim, do total de 2.046.016,57 ha, 84,32% estão atualmente sem cobertura florestal e, portanto são áreas prioritárias para recuperar (Tabela 42, Figura 38). O restante desta área de fragilidade (15,68%) está com cobertura florestal em estágio médio ou avançado de regeneração, compondo as zonas estratégicas para a conservação, visando especialmente à estabilidade do ambiente.

TABELA 42 - ÁREAS DE ABRANGÊNCIA DE CADA ZONA PROPOSTA

ZONEAMENTO PROPOSTO	ÁREA		
	ha	% ⁽¹⁾	% ⁽²⁾
Zonas Recuperar Visando à Estabilidade Ambiental - ZRE	1.725.257,53	⁽¹⁾ 84,32	42,97
Zonas a Conservar Visando à Estabilidade Ambiental - ZEC	320.759,05	⁽¹⁾ 15,68	7,99
Zonas Estratégicas para Recuperação e Conservação - ZERC	2.046.016,57	100,00	50,97
Área Total Estudo	4.014.531,06	-	100,00

(1) Em relação à ZFA.

(2) Em relação à área total de estudo.

Portanto, a proposta final de zoneamento contemplou ações que devem ser diferenciadas em conservação da vegetação remanescente situada sobre áreas de alta fragilidade, e ações voltadas à recuperação de áreas frágeis.

As estratégias a serem adotadas visando à recuperação das áreas de alta fragilidade (ZER) poderão ser divididas em dois níveis. As situadas em APP's deverão ser recuperadas em sua vegetação original e ter seu uso restringido em função da legislação atual (Código Florestal), uma vez que são as de maior fragilidade do meio. Já as demais áreas de fragilidade, que não são consideradas como APP's, mas que foram indicadas como frágeis, por suas características de relevo, solo, altitude, ou pelo conjunto destas características, podem ter usos alternativos, podendo ser utilizadas sob forma de manejo florestal.

Um conceito que tem sido difundido pelo BID na América Latina, é o de mapeamento de Terras de Vocação Florestal (TVF). Pela metodologia proposta por Nascimento (2010), TVF são áreas que, devido às suas características físicas de solo, topografia e pluviosidade, deveriam ser mantidas sob cobertura florestal ou outra forma de uso sustentável, desde que não sejam geradas externalidades negativas ao solo e água. A metodologia apontada pelo autor tem o mesmo fundamento teórico do adotado para definição de ZFA por este estudo, mas com mecanismos e critérios diferenciados. Portanto, para as Zonas de Recuperação ambiental mapeadas no presente trabalho (Figura 37), poderia ser adotado o conceito de TVF, proporcionando usos alternativos sustentáveis (com cobertura florestal) por meio de reflorestamentos heterogêneos com aproveitamento seletivo de espécies nativas, por exemplo.

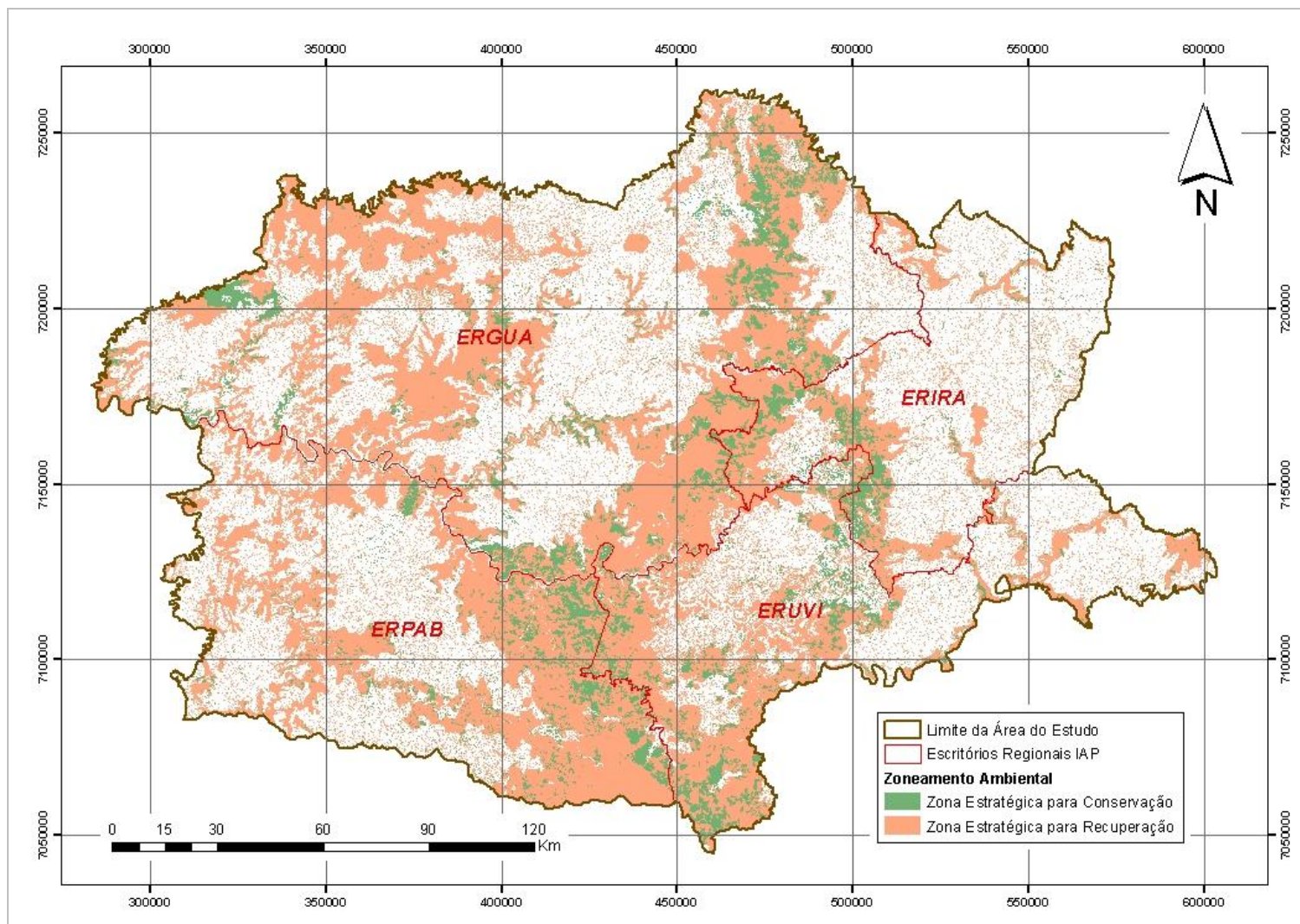


FIGURA 38 - ZONAS ESTRATÉGICAS PARA RECUPERAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA ESTABILIDADE AMBIENTAL - ZEA

4.4.4 Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade - UPC

Destacam-se dentre as Zonas Estratégicas para Conservação fragmentos de maior importância que foram individualizados e classificados como Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade – UPC.

Estas Unidades foram identificadas com base no componente biótico (vegetação) e aspectos estruturais da paisagem. Primeiramente foram identificados os fragmentos florestais de maior importância ambiental, considerando o critério tamanho de fragmento. Segundo Forman (1995), os níveis de biodiversidade (mensurados em número de espécies) de um determinado fragmento não dependem somente do grau de isolamento, mas de outras variáveis também relevantes, como por exemplo, o tamanho ou área efetiva do remanescente. Para Fonseca *et al.* (2001), mais do que o isolamento, a superfície total do fragmento (tamanho) é a variável mais importante no número final de espécies presentes em uma determinada área. A aplicação de modelos biogeográficos revela claramente que a conservação de extensões mais amplas de ecossistemas naturais será essencial para tornar o sistema ecologicamente viável (FONSECA *et al.*, 2001).

A análise das classes de tamanho de fragmentos evidenciou que os fragmentos maiores que 1.000 ha detem 38,94% de toda cobertura florestal remanescente. Assim, uma estratégia a ser adotada seria realizar esforços no sentido de garantir a conservação destes 61 fragmentos, que totalizam 193.143,40 ha (Figura 39). Estes fragmentos são propostos como prioritários para ações de conservação, contemplando estratégias como pagamento por serviços ambientais, compensação de reserva legal de outros imóveis, ou ainda a constituição de Unidades de Conservação tanto de domínio público como privado, por meio da criação de RPPNs, no sentido de resguardar os mesmos proporcionando benefícios aos proprietários dos imóveis onde os mesmos se localizam.

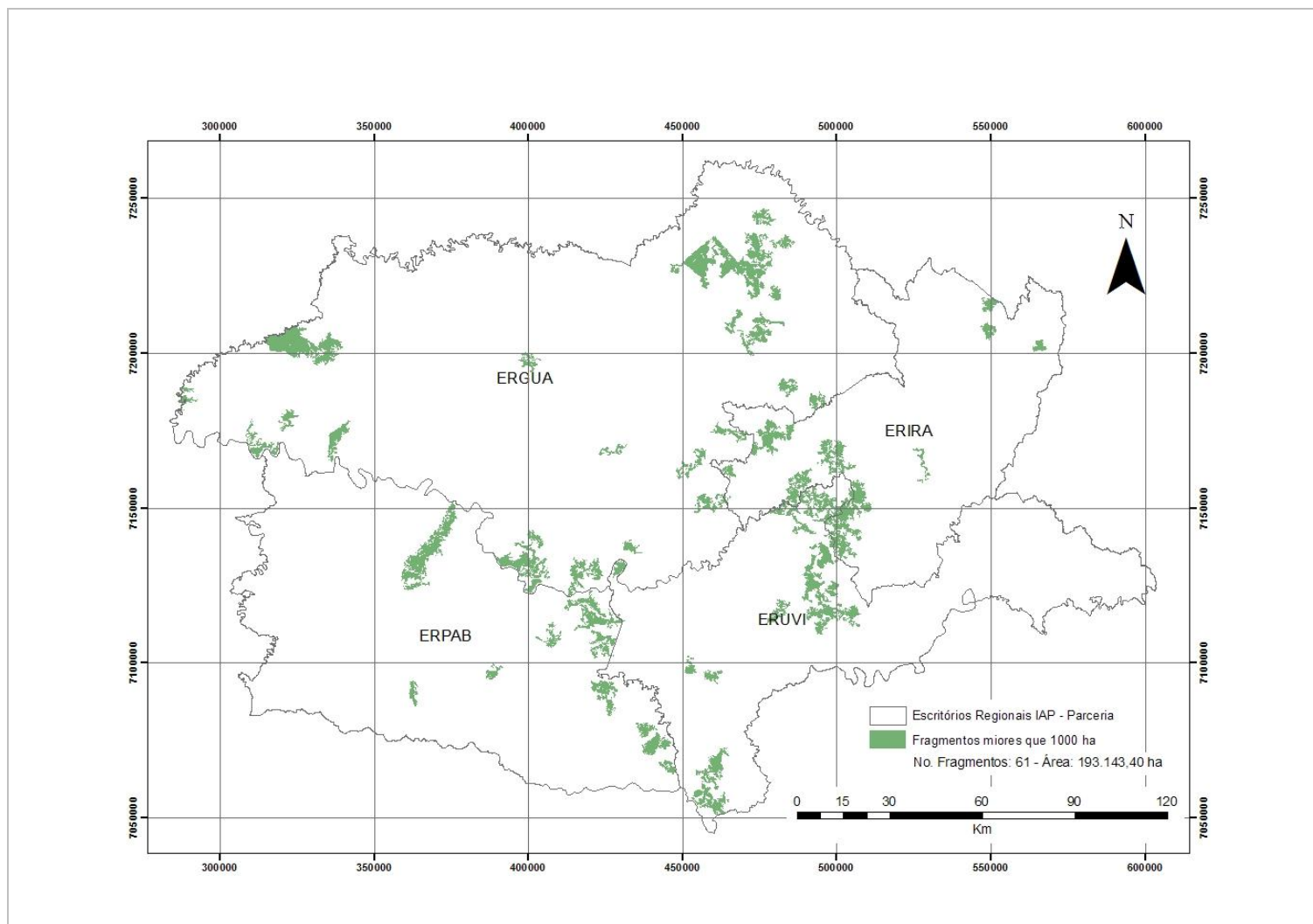


FIGURA 39 - FRAGMENTOS MAIORES QUE 1.000 ha

4.4.5 Unidades Núcleo de Biodiversidade - UNB

Além do critério tamanho do fragmento, outra forma de priorizar fragmentos para ações de conservação é a escolha considerando os fragmentos que contêm as maiores áreas núcleo. A área nuclear de um fragmento é, segundo McGarigal e Marks (1995), o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e borda dos fragmentos. Mazzolli (2006) verificando a persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro (SC) enfatizou as medidas de comparação de áreas núcleo, por serem as manchas florestais menos sujeitas ao efeito de borda, constituindo-se, portanto em áreas de *habitat* com maiores chances de ser melhor representativos de ambientes conservados, assumindo por isso um significado especial para inferir integridade ambiental.

Desta forma, foi adotado como mais um critério na seleção de fragmentos prioritários, o estabelecimento das maiores áreas núcleo contínuas de florestas, descontadas margens de 35 metros sob efeito de borda.

Neste estudo foram estabelecidas as Unidades Núcleo de Biodiversidade (UNB) em três níveis de refinamento: a) fragmentos com núcleo maiores que 250 ha; b) zonas núcleo maiores que 800 ha e c) fragmentos com núcleo maiores que 800 ha, somente considerando os fragmentos inseridos na ZFA.

Dos fragmentos remanescentes analisados, foram descontados aqueles que já são área protegidas de Proteção Integral ou Terras Indígenas. Desta forma pode-se considerar que as áreas elencadas são as que não possuem níveis de restrição de uso e que realmente necessitam de ações que busquem a sua conservação efetiva.

4.4.5.1 Unidades Núcleo de Biodiversidades maiores que 250 ha (UNB - Nível 03)

Do total de 5912 fragmento existentes, 210 possuem área núcleo maior que 250 ha (Figura 40). A soma destes fragmentos totaliza 188.544,33 ha, que representa 38,01% da cobertura total dos remanescentes florestais.

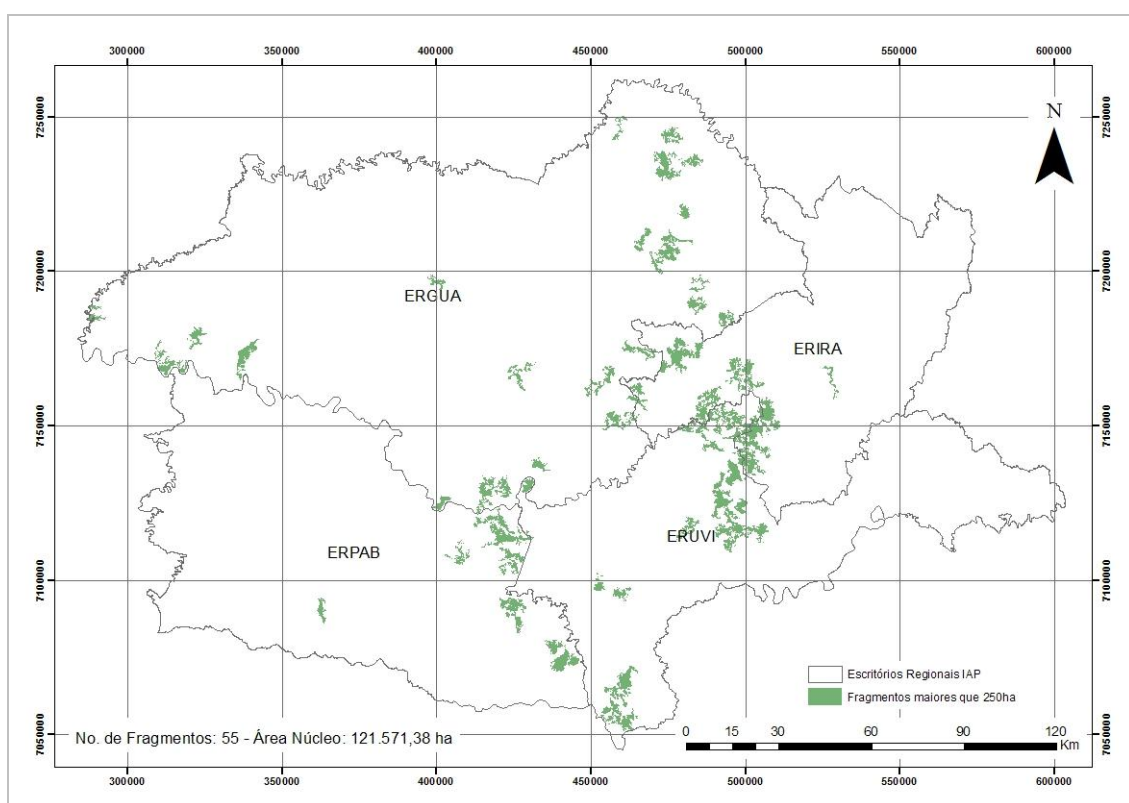


FIGURA 40 - UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE COM NÚCLEOS MAIORES QUE 250 ha (SEM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO)

4.4.5.2 Unidades Núcleo de Biodiversidade maiores que 800 ha (UNB - Nível 02)

Restringindo ainda mais o critério, para somente considerar os fragmentos com áreas núcleo maiores que 800 ha, restariam 55 fragmentos, que totalizam 121.571,38 ha. Desta forma, focar as ações para os 55 fragmentos com áreas núcleo maior que 800 ha representaria a conservação de 24,51% da cobertura florestal remanescente (Figura 41).

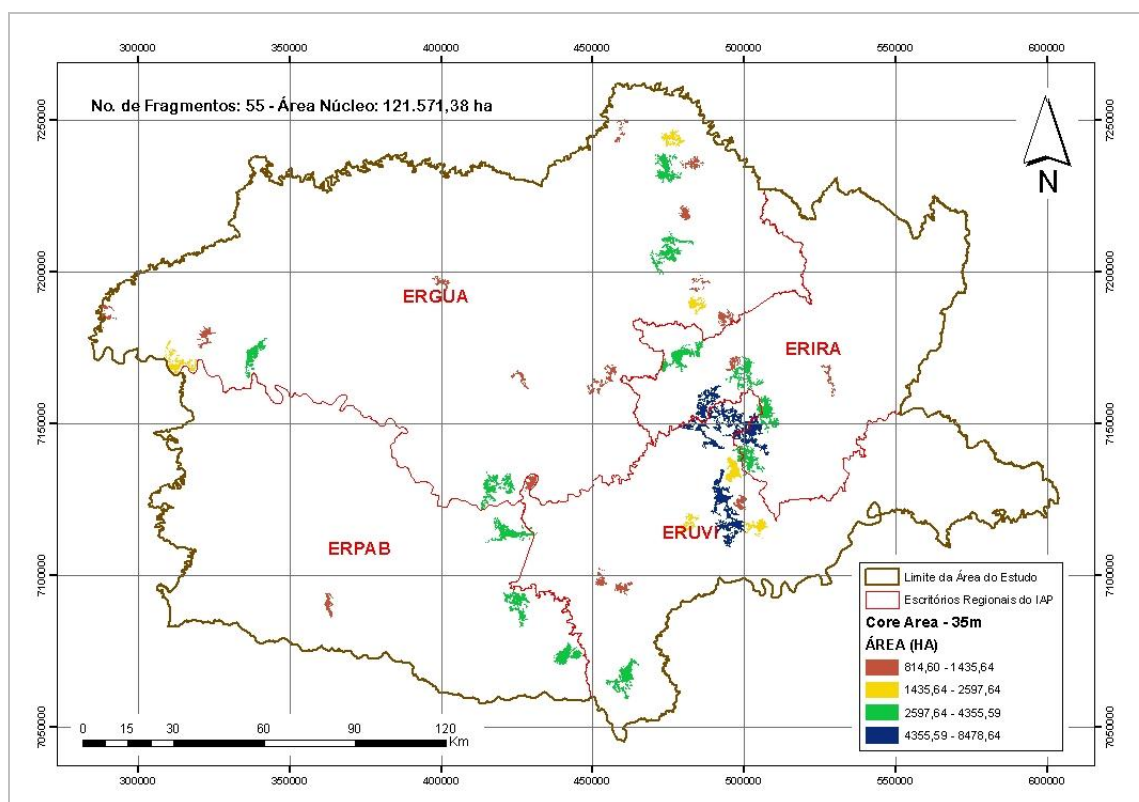


FIGURA 41 - UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE MAIORES QUE 800 ha

4.4.5.3 Unidades Núcleo de Biodiversidade Maiores que 800 ha inseridos em ZFA (UNB - Nível 0I)

Nesta etapa do estudo, foi restringido ainda mais o critério anterior, das zonas núcleo maior que 800 ha, para aquelas somente incidentes sobre as áreas de grande fragilidade ambiental, ZFA (Figura 42). Assim, foi constatado que existem 39 fragmentos cujas áreas núcleo são maiores que 800 ha. A soma das áreas destes fragmentos totaliza 98.782,93 ha, que representa 19,92% do remanescente florestal total existente.

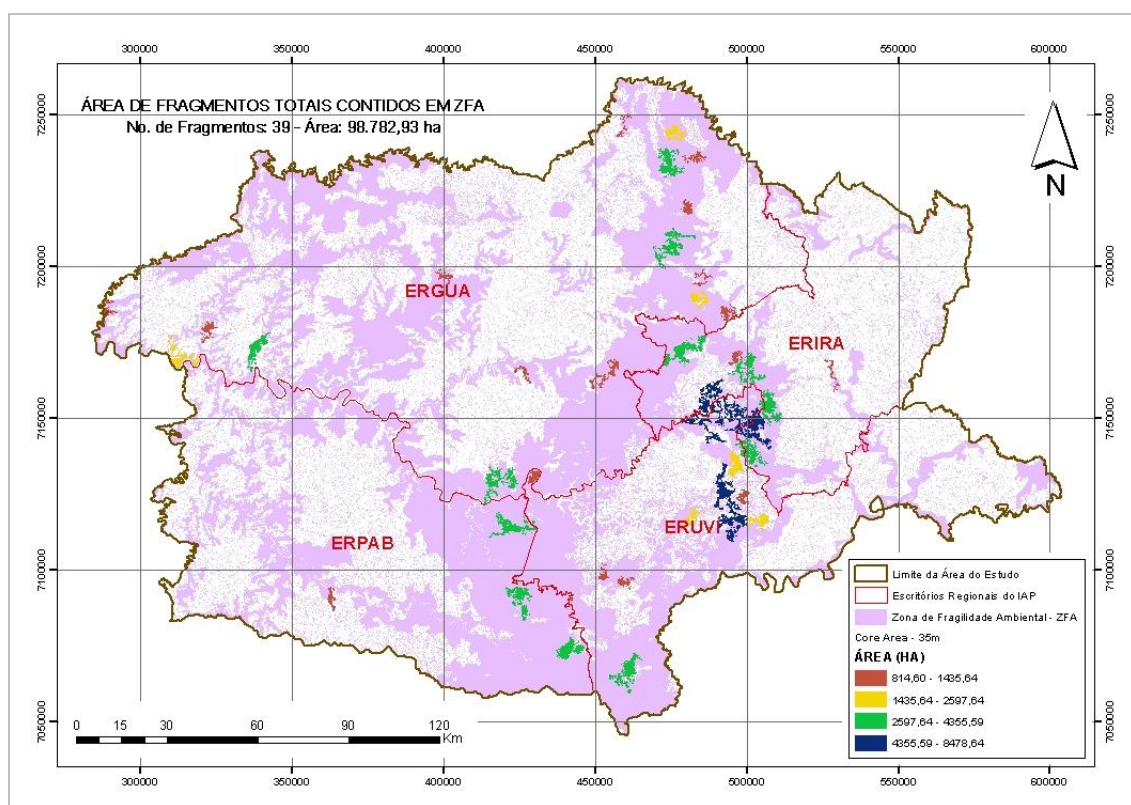


FIGURA 42 - MAIORES UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE – NÚCLEOS MAIORES QUE 800 ha – 39 UNIDADES

Pelos resultados de zonas núcleo de biodiversidade pode-se optar por diferentes alternativas para atuação em campo. A escolha de um maior nível de exigência permite trabalhar com somente 39 dos 5912 fragmentos existentes (Tabela 43), que resultaria na conservação de áreas com maiores núcleos de biodiversidade, que representam cerca de 20% do total de vegetação florestal remanescente.

TABELA 43 - ANÁLISE DE ZONAS NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE

UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	ÁREA		N.º FRAGM.	ZONA	MAPA FIGURA
	ha	%			
UNB maior que 250 ha (SEM UC)	188.544,33	38,01	210	UNB3	40
UNB maior que 800 ha	121.571,38	24,51	55	UNB2	41
UNB maior que 800 ha em ZFA	98.782,93	19,92	39	UNB1	42

Já considerar as áreas núcleo maiores que 250 ha, representaria um maior trabalho de campo, uma vez que corresponderia a atuar em 210 fragmentos. Contudo, esta última opção representaria a conservação de 38% do remanescente. Assim, a escolha da melhor opção de ação deverá depender dos recursos disponíveis e da estratégia a ser adotada para programar ações de conservação na região.

No caso de ser necessária a indicação de áreas para a criação de novas UCs públicas, os estudos qualitativos poderiam ser realizados nos 55 fragmentos com área núcleo maior que 800 ha. Já tendo em vista considerar aspectos de manutenção da estabilidade ambiental, estudos poderiam ser focados nos 39 fragmentos posicionados sobre Zonas de Fragilidade Ambiental (ZFA). A criação de novas RPPNs poderia ser efetuada tendo como base os 210 fragmentos que possuem áreas núcleo maior que 250 ha. Desta forma, a priorização de importância dos fragmentos remanescentes permite direcionar os trabalhos, servindo como uma ferramenta para tomada de decisões para o planejamento ambiental. Vale ressaltar que os aspectos qualitativos dos fragmentos, não abordados neste estudo, são fundamentais para uma próxima fase de seleção de áreas, para diferentes objetivos, conforme exemplificado neste trabalho.

4.4.6 Corredor de biodiversidade para FOM

A delimitação da área para compor o corredor de biodiversidade para a FOM teve como base nos seguintes critérios: a) concentração do maior número de fragmentos prioritários para conservação; b) zonas de fragilidade ambiental; c) microbacias hidrográficas; d) regiões fitogeográficas e) áreas protegidas existentes. Os limites do corredor foram delineados observando-se a presença de fragmentos maiores que 250 ha bem como o divisores de água (microbacias hidrográficas) da base 1:50. 000 (Figura 43).

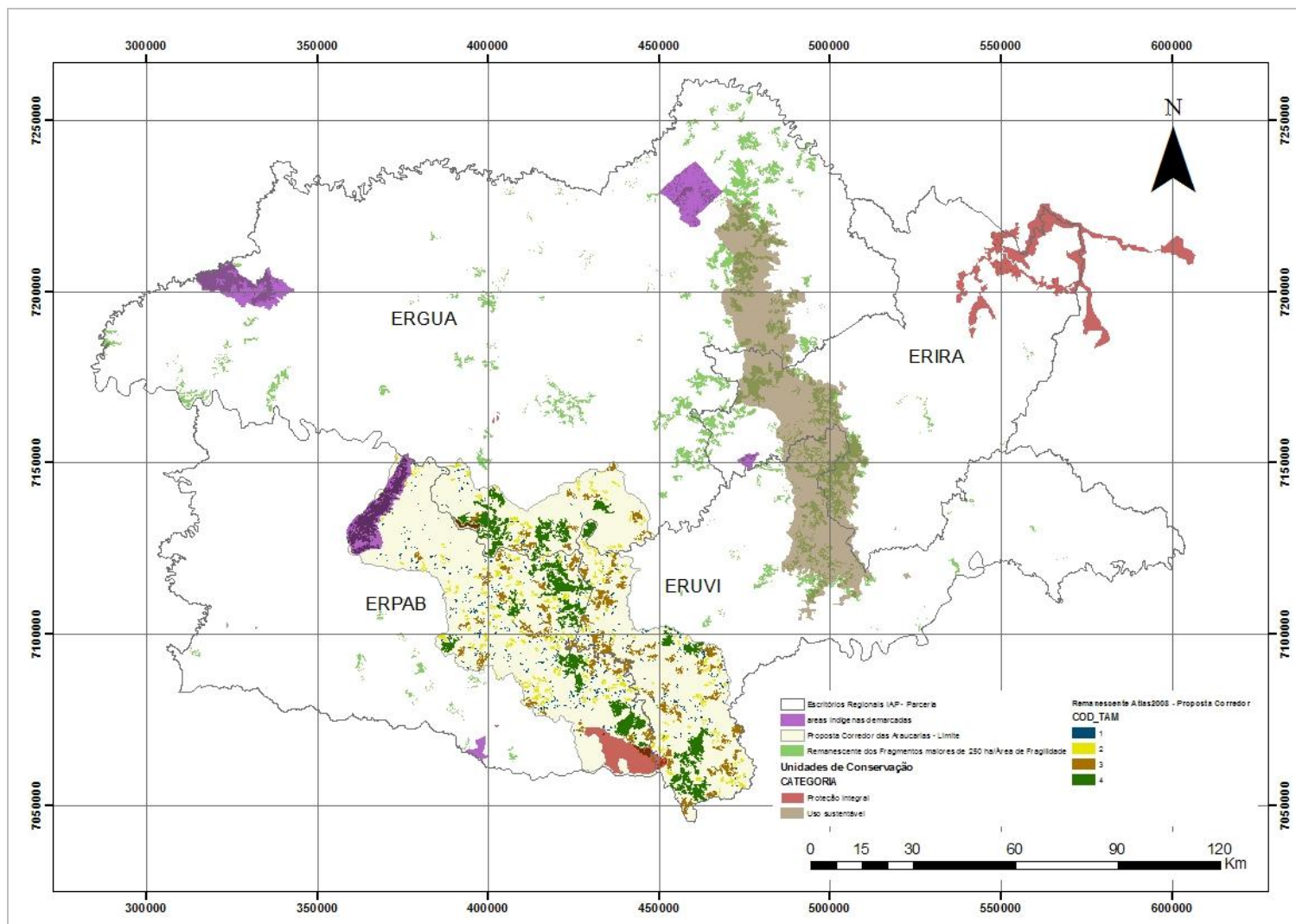


FIGURA 43 - CORREDOR DE BIODIVERSIDADE PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Pelo mapeamento das Unidades Prioritárias para Conservação da Biodiversidade - UPC (fragmentos de vegetação maiores que 250 ha) pode ser observado dois eixos potencialmente indicados para composição de conexões.

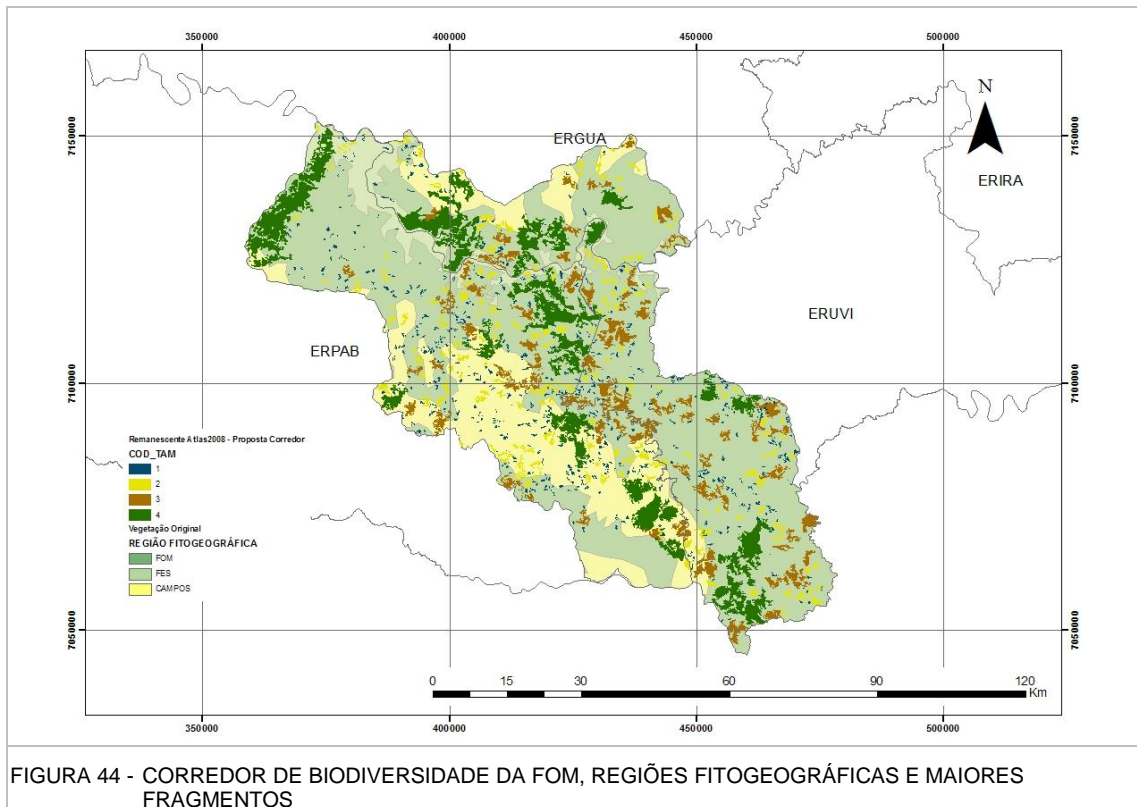
Observando a incidência das áreas protegidas, pode-se constatar que um dos eixos potenciais já está inserido no perímetro da APA da Serra da Esperança (Figura 43), fato que ressalta a importância desta Unidade de Conservação, e de sua implementação.

Assim, foram definidos os limites do futuro corredor, no outro eixo de concentração de fragmentos prioritários, observando detalhadamente os cursos hídricos existentes no intuito de inserção do máximo possível de microbacias que interligam fragmentos de vegetação prioritários, definindo assim o perímetro do corredor.

Outro fato observado na delimitação foi a ocorrência da Estepe, que, mesmo não constituindo a formação foco da proposta (FOM), é uma região fitogeográfica também de extrema importância para a conservação, além de nela estarem inseridos remanescentes florestais considerados prioritários para conservação (capões). Assim, 24,05% da área delimitada pelo corredor estão sobre a região delimitada por Maack como Estepe (Tabela 44 – Figura 44).

TABELA 44 - ÁREA POR REGIÃO FITOGEOGRÁFICA

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	ÁREA	
	ha	%
FOM	409.999,97	70,03
FES	34.607,61	5,91
Estepe (Campo)	140.894,84	24,06
Corredor	585.505,31	100,00



Como resultado da proposta de corredor obteve-se uma área total de 585.505,31 ha, onde estão inseridos 127.554,70 ha de cobertura florestal remanescente. Estes fragmentos indicam um eixo de concentração de maiores fragmentos, situado ao longo do eixo do rio Iguaçu, onde a restauração da conectividade deve ter foco para as ações locais que visem à conservação da biodiversidade (Figura 45).

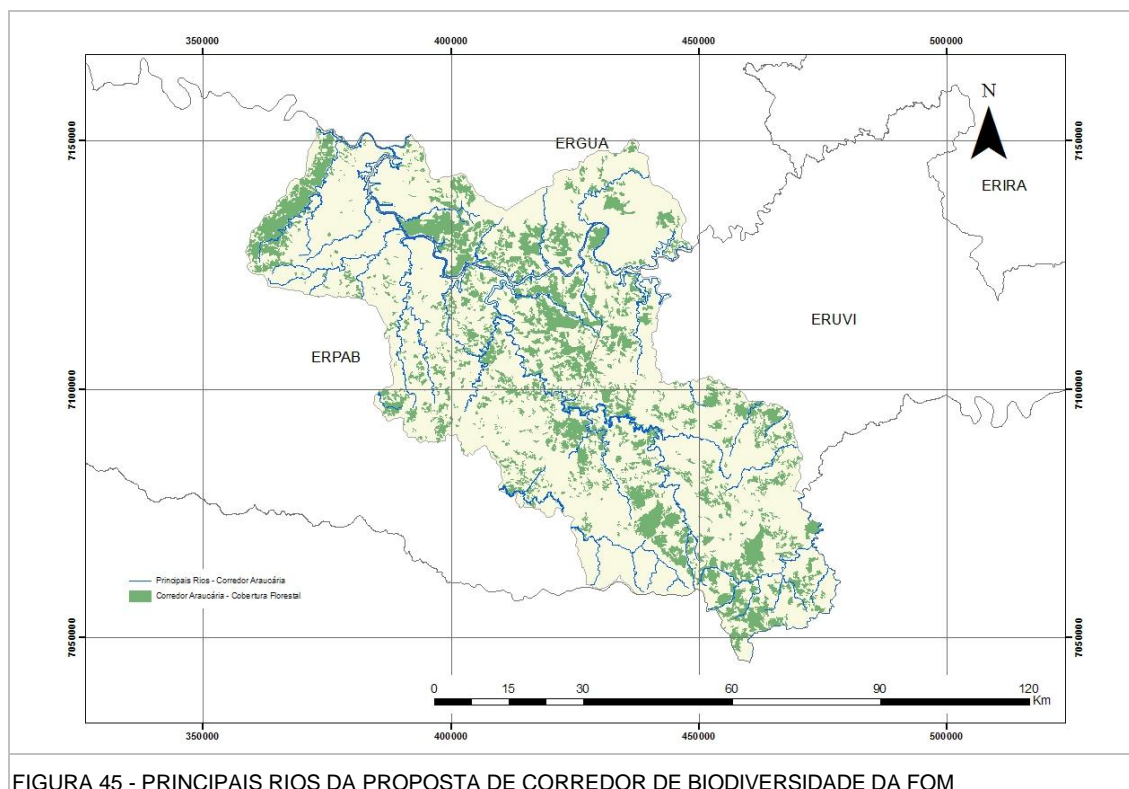


FIGURA 45 - PRINCIPAIS RIOS DA PROPOSTA DE CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA FOM

A análise da distribuição dos fragmentos por classes de tamanho revelou que no corredor proposto, os fragmentos maiores que 250 ha representam 75% da vegetação remanescente (Tabela 45), indicando desta forma que a escolha destes limites para o corredor está representando os fragmentos identificados como os mais importantes para a conservação da biodiversidade local.

TABELA 45 - CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS NO CORREDOR FOM

CLASSES DE TAMANHO	ÁREA FRAGMENTOS	
	ha	%
0-50	11967,96	9,38
50-250	19.897,09	15,60
250-1000	34.490,07	27,04
> 1000	61.199,57	47,98
TOTAL	127.554,70	100,00

Pode-se ainda constatar que, somente com a conservação integral dos remanescentes dos fragmentos maiores que 250 ha localizados no corredor, representaria a conservação de 95.689,64 ha, ou seja, 19,29% do remanescente da área estudada.

A análise do mapeamento das áreas de APP's existentes no corredor referentes às margens de rios (Figura 46), revela que 17,06% da área total podem ser considerado

como APP_h, totalizando 99.888,12 ha (Tabela 46). Entretanto, nestas áreas somente 18.603,34 ha ou 18,62% das APP's possuem cobertura florestal. Assim, torna-se evidente que a recuperação do restante de APP's com déficit de florestas localizado no corredor da FOM, que totaliza 81.284,78 ha, é a ação de recuperação de maior urgência identificada neste estudo (Figura 47).

TABELA 46 - COBERTURA FLORESTAL, APP's E ZFA NA ÁREA DELIMITADA PARA O CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA FOM

CORREDOR DE BIODIVERSIDADE FOM	ÁREA	
	ha	%
Área total corredor	585.505,31	100,00
Cobertura florestal		⁽¹⁾ 21,78
	127.554,70	⁽²⁾ 25,72
Fragmentos prioritários	95.689,64	19,29
Área de APP	99.888,12	17,06
APP com vegetação	18.603,34	⁽³⁾ 18,62
APP sem vegetação	81.284,78	⁽³⁾ 81,38
ZFA	453.654,08	77,48
ZFA para recuperação	349.730,16	⁽⁴⁾ 77,09
ZFA para conservação	103.923,91	⁽⁴⁾ 22,91

(1) Em relação à área do corredor.

(2) Em relação ao total remanescente da área de estudo.

(3) Em relação à área de APP.

(4) Em relação à área de ZFA incidente sobre o corredor.

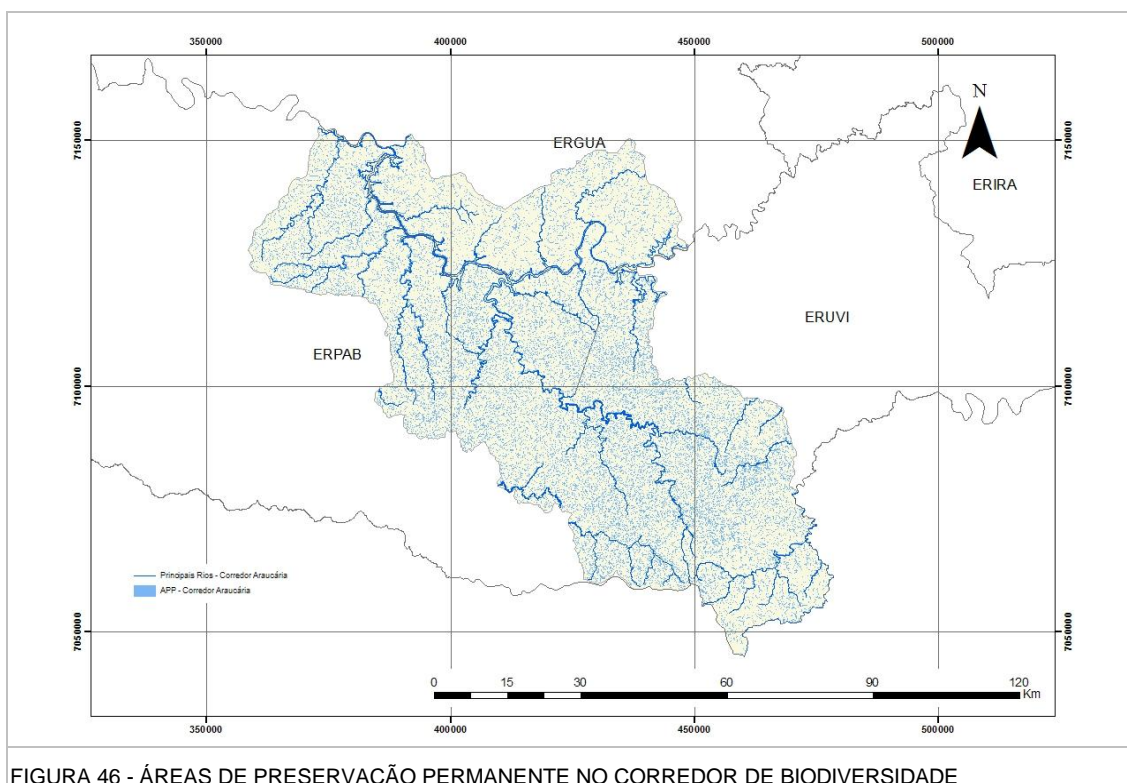
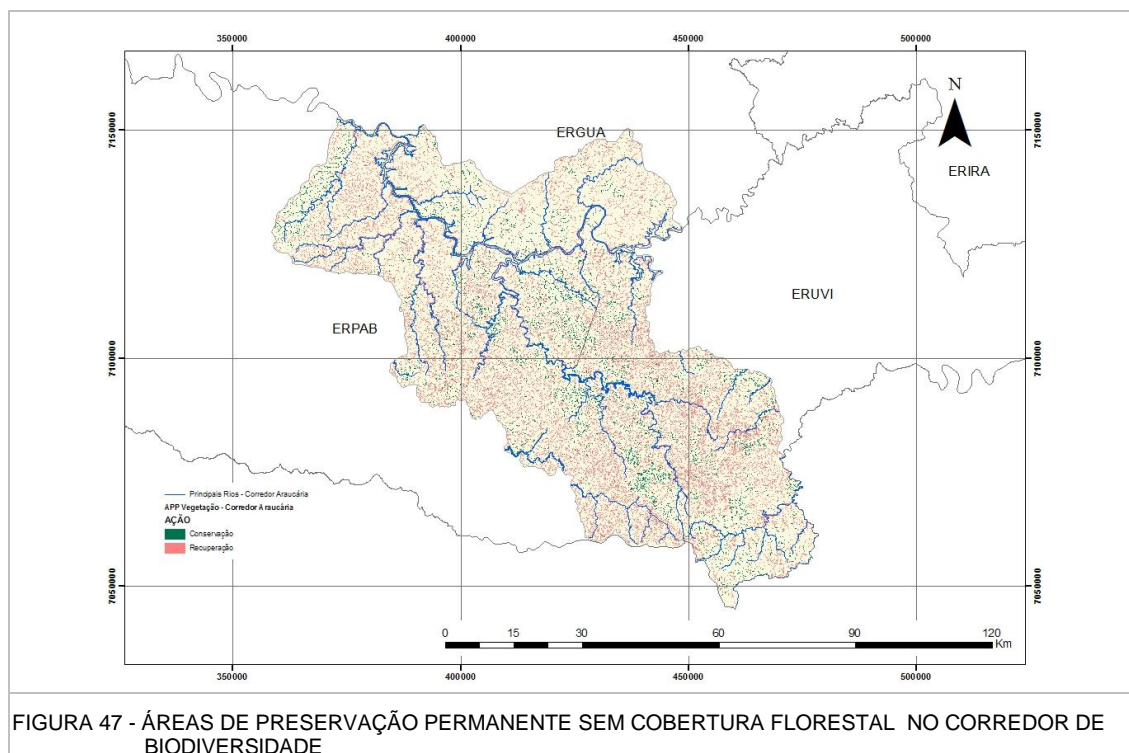
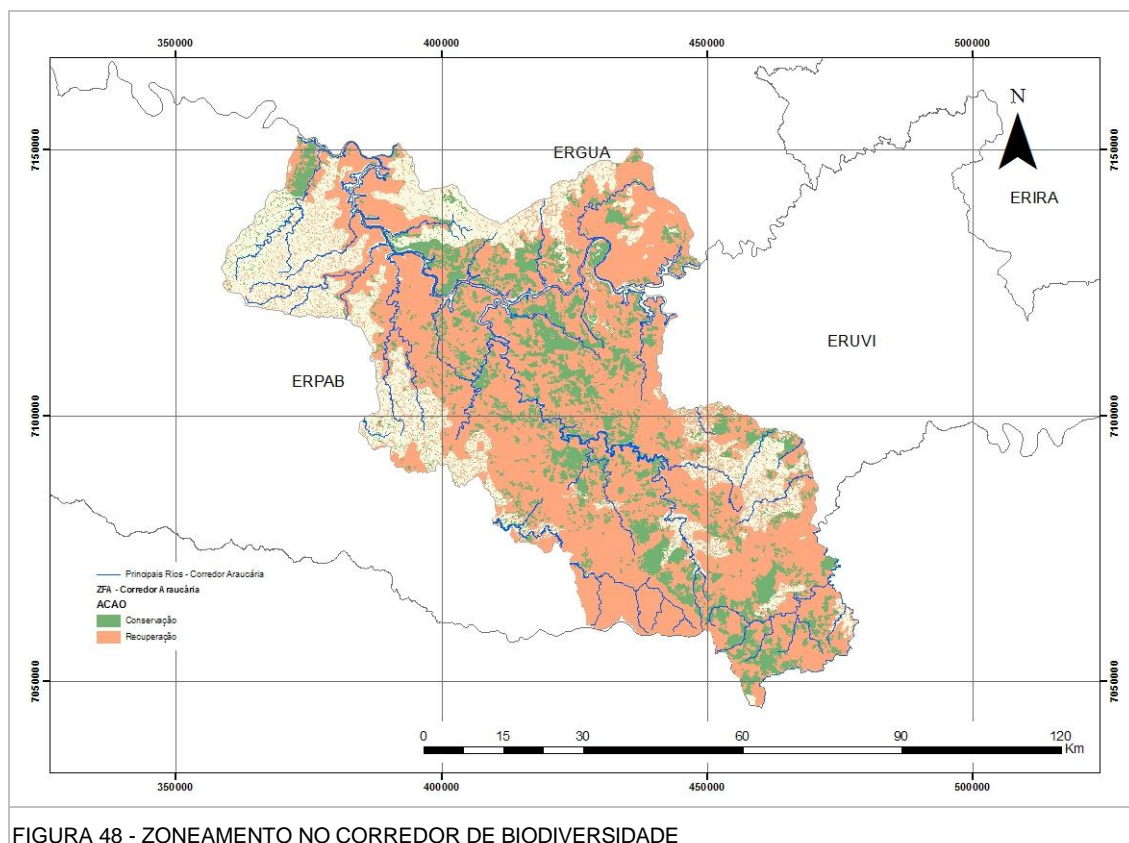


FIGURA 46 - ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE



Pode ser ainda constatado, que grande parte da área do corredor (77,48%) é considerada de Fragilidade Ambiental (ZFA), classificada como Zona Estratégica para Recuperação (Figura 48). Portanto, esta é uma zona crítica para a estabilidade ambiental, sendo recomendada a adoção de práticas de cultivos florestais, de plantio permanente. Da mesma forma que recomendado para toda ZFA, as ZFA_Corredor (349.730,16 ha), não consideradas como de APP pela atual legislação, devem ter seu uso voltado ao plantio de espécies florestais nativas, com utilização desta zona com manejo restrito. Deve ser uma zona de incentivo à conservação da biodiversidade, preferencialmente para compor Reserva Legal de outros imóveis, RPPNs, ou criação de novas Unidades de Conservação. O plantio de espécies nativas para futuro manejo florestal deve ter em conta que, pela fragilidade da área, deve ser considerado apenas a hipótese de corte seletivo.



4.4.7 Sínteses dos indicativos propostos pelo zoneamento

QUADRO 5 - SÍNTESE DO ZONEAMENTO

ZONEAMENTO	ÁREA		ZONA	OBSERVAÇÕES	MAPA CÓDIGO
	ha	%			
Zonas Estratégicas para Recuperação	1.725.257,53	42,98	ZER	Déficit vegetação em ZFA	Mapa 28
Zona Estratégicas para Conservação	320.759,05	7,99	ZEC	Toda cobertura florestal em ZFA	Mapa 27
Zonas Estratégicas para Recuperação e Conservação	2.046.016,57	50,97	ZEA	-	Mapa 29
Área estudo	4.014.531,06	100		-	

QUADRO 6 - SÍNTESE DA ANÁLISE VEGETAÇÃO POR TAMANHO DE FRAGMENTOS

VEGETAÇÃO	ÁREA		N.º FRAGM.	ZONA	MAPA CÓDIGO
	ha	%			
Área estudo	4.014.531,06	-	-	-	
Vegetação total	496.017,16	100	5912	-	Mapa 21
Fragmentos maiores que 250 ha	300.446,51	60,57	283	ZEC	Mapa 22
Fragmentos Maiores que 1000 ha	193.143,40	38,94	61	UPC	Mapa 30

QUADRO 7 - SÍNTESE DA ANÁLISE DE ZONAS NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE

UNIDADES NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	ÁREA		N.º FRAGM.	ZONA	MAPA CÓDIGO
	ha	%			
UNB_3 maior que 250 ha (sem UC) ⁽¹⁾	188.544,33	38,01	210	UNB3	Mapa 31
UNB_2 maior que 800 ha ⁽¹⁾	121.571,38	24,51	55	UNB2	Mapa 32
UNB_1 maior que 800 ha em ZFA ⁽²⁾	98.782,93	19,92	39	UNB1	Mapa 33

(1) Considerada a área total do fragmento que podem ultrapassar os limites das ZFAs, maiores que 250 ha.

(2) Considerada somente a cobertura floresta **sobre as zonas de fragilidade** ambiental – ZFA, maiores que 250 ha.

QUADRO 8 - SÍNTESE DA ANÁLISE VEGETAÇÃO POR DISPOSIÇÃO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS

VEGETAÇÃO POSIÇÃO EM ZFA	ÁREA		N.º FRAGM.	ZONA	MAPA CÓDIGO
	ha	%			
Zona fragilidade ambiental – ZFA	2.046.016,57	50,97	-	ZFA	Mapa 20
Vegetação em ZFA	320.759,05	⁽¹⁾ 15,68	-		Mapa 24
Déficit vegetação em ZFA	1.725.257,52	84,32	-		Mapa 28

(1) Considerada a área total do fragmento que podem ultrapassar os limites das ZFAs, maiores que 250 ha.

QUADRO 9 - SÍNTESE DAS ANÁLISE DE APP's

VEGETAÇÃO EM	ÁREA		N.º FRAGM.	OBS.	MAPA CÓDIGO
	ha	%			
Área estudo	4.014.531,06	-	-	-	
Vegetação total	496.017,16	100	5912	-	Mapa 21
APP total	595.876,74	14,84	-	⁽¹⁾	Mapa 19
Toda vegetação em APP	73.011,57	12,25	-	⁽²⁾	Mapa 23
Déficit vegetação APP	522.865,17	87,75	-	⁽²⁾	-
APP situadas fora ZFA	323.001,81	54,21	-	⁽²⁾	-
APP em ZFA	272.874,93	45,79	-	⁽²⁾	-

(1) Em relação à área total de estudo.

(2) Em relação à área total de APP.

QUADRO 10 - SÍNTESE DA ANÁLISE DO CORREDOR

CORREDOR DE BIODIVERSIDADE ARAUCÁRIA	ÁREA		MAPA CÓDIGO
	ha	%	
Área total	585.505,31	100	Mapa 34
Cobertura florestal	127.554,70	25,72	Mapa 34
Área de APP	99.888,12	17,06	Mapa 37
APP com vegetação	18.603,34	⁽¹⁾ 18,62	Mapa 38
APP sem vegetação	81.284,78	81,38	Mapa 38
ZFA em corredor	453.654,08	77,48	Mapa 39
ZFA para recuperação	349.730,16	⁽²⁾ 77,09	Mapa 39
ZFA para conservação	103.923,91	⁽²⁾ 22,91	Mapa 39

(1) Em relação à área de APP.

(2) Em relação à área de ZFA incidente sobre o corredor.

4.5 ASPECTOS LEGAIS DE PROTEÇÃO DAS FLORESTAS

Para o atendimento da atual legislação referente ao Código Florestal, o mapeamento indicou que 14,84% da área é considerado como APP's, (595.876,74 ha) dos quais 522.865,17 há precisam ser recuperados (85,10%) a recuperar. Estas áreas deverão, portanto ser foco de ações com vistas à recomposição do ambiente natural, ou seja, com cobertura florestal (FOM, FES) ou Estepe.

Já com relação à Reserva Legal mínima de 20% de cada estabelecimento, pode-se constatar que na região seriam necessários 795.515,16 ha de Reserva Legal averbadas (20% da área total excetuando-se as Unidades de Conservação de Proteção Integral). Não obstante, observa-se que o remanescente florestal existente, sem contar as áreas de APP's (que na grande maioria dos casos não podem legalmente serem computadas como Reserva Legal), existem 423.005,59 ha de cobertura florestal (Tabela 47). Portanto, somente considerando este aspecto, sem questionar quanto a se estas áreas estão regularizadas, o déficit de vegetação para compor RL seria estimado em 372.509,57 ha.

TABELA 47 - ESTIMATIVAS DE ÁREAS PROTEGIDAS EXISTENTES E A RESTAURAR

CATEGORIA	ÁREA	
	ha	%
UC PI - Pratica	36.955,22	0,92
Área passível de incidencia de RL	3.977.575,84	99,07
Área potencial RL necessária - 20%	795.515,168	19,81
Remanescente Existente Cobertura florestal (- APP)	423.005,59	10,53
Necessário restaurar RL	372.509,578	9,27
TOTAL	4.014.531,06	100,00

Os resultados inseridos na tabela 48 demonstram que seria necessário a conservação de 34,66% da região para atendimento da atual legislação florestal referente a APP_h e Reserva Legal. Contudo, a cobertura florestal é insuficiente, apresentando um déficit de 522.865,17 ha de APP_h e 372.509,57 ha de RL, o que totaliza 895.374,74 ha a serem recuperados essencialmente com vegetação florestal nativa.

TABELA 48 - ESTIMATIVAS PARA ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO

INSTITUTO LEGAL	ÁREA	
	ha	%
APP total	595.876,74	
APP a recuperar	522.865,17	
RL total	795.515,16	
RL a recuperar	372.509,57	
TOTAL a recuperar	895.374,74	22,30
TOTAL APP + RL necessário	1.391.391,908	34,66

É reconhecida a necessidade de uma mudança nos sistemas produtivos, de modo a adotar medidas de proteção dos ecossistemas, especialmente de componentes como a água, de modo a garantir recursos e serviços ambientais adequados e saudáveis para todos os cidadãos (HAUER, 2010). O Zoneamento de Áreas Prioritárias para Recuperação, considerando os critérios abióticos visando à estabilidade do meio, resultou em uma área de 1.725.257,52 ha. Portanto, considerando a recomposição de 895.374,74 ha com espécies nativas (RL+APP), haveria ainda uma área potencialmente indicada para plantios florestais de 829.882,78 ha. Nestas áreas, de fragilidade ambiental, poderiam ser desenvolvidos projetos de uso sustentável do solo, preferencialmente com espécies nativas de potencial madeireiro, por suas características físicas limitantes (solos, declividade e altimetria).

Além disso, deve-se ressaltar que estas zonas devem ser prioritárias para compensação de RL de outras propriedades que não estão inseridas neste contexto de extrema fragilidade e que não possuem cobertura florestal na região, desde que atendidas às premissas da legislação atual de Reserva Legal: mesma região fitogeográfica, mesma bacia e mesmo agrupamento de municípios.

Considerando ainda que na região a grande maioria das propriedades é considerada de pequeno e médio porte, torna-se fundamental a integração das ações por meio de cooperativas e associações, para tornar o manejo florestal em pequenas propriedades algo factível e proveitoso. Para Hauer (2010), isto só seria possível se as ações do Estado e de outras organizações fossem direcionadas e gerenciadas de forma que a capacitar a comunidade local e os grupos de interesses locais tornem-se parceiros. Para isto, conforme a autora, o Estado deveria corrigir sua estrutura, atualmente deficitária, no que tange aos órgãos de atuação rural, principalmente, órgãos ambientais.

De forma geral, são evidenciadas duas situações: i) zonas que devem ser recuperadas estritamente com espécies florestais nativas (indicação técnica e código

florestal) e ii) zonas de recuperação podendo admitir o uso do potencial florestal (vocação florestal) por meio do manejo florestal seletivo.

Entretando, há que serem ressaltados dois aspectos. Primeiro, em função do código florestal, há possibilidade legal de uso de espécies exóticas na recomposição da reserva legal para pequenas propriedades (abaixo de 50 ha), e seu manejo num primeiro ciclo. Considerando que não existem dados geograficamente espacializados dos tamanhos das propriedades no Paraná, não foi possível identificar onde estão situados tais imóveis, onde seria permitida esta prática. Assim, no presente estudo foi considerada somente a hipótese de plantio com espécies florestais nativas para recomposição da Reserva Legal.

Outro aspecto não detectado é quanto à APP's relativas a topo de morro e inclinação do terreno. Como nesta metodologia estas áreas não foram mapeadas, há que ser ressaltado que nelas, o uso do solo está restrito conforme o código florestal vigente. Portanto, a recomendação de manejo seletivo florestal para áreas de fragilidade, se refere somente àquelas áreas situadas fora de APP's.

5 CONSIDERAÇÕES COMPLEMENTARES

5.1 MECANISMOS PARA VALORIZAÇÃO E INCENTIVO À CONSERVAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS PRIORITÁRIOS

O presente estudo apresenta o zoneamento idealizando uma situação em que a conservação da biodiversidade é o foco principal. O zoneamento apresentado é um indicativo da funcionalidade que cada zona deve ter de forma **predominante**. A execução em campo desta proposta dependerá do apoio aos proprietários rurais inseridos na região. Portanto, para a exequibilidade do zoneamento proposto, faz-se necessário a adoção de um conjunto de medidas que, no mínimo poderia constituir uma política específica para implantação do zoneamento ecológico na região. Apesar de não ser o foco principal deste estudo, dentre o conjunto de medidas a serem adotadas visando aplicar em campo a proposta de zoneamento, apontamos algumas estratégias e mecanismos que seriam essenciais para a viabilidade da sua implementação.

O grande desafio é aplicabilidade da proposta hora apresentada. Há que se considerar ainda que em função da escala de trabalho adotada para a região, não permitir detalhamentos, a execução em campo das proposições efetuadas para cada zona indicada poderia ser aperfeiçoada por maior detalhamento em nível de microbacia.

Considerando que as propriedades rurais localizadas nas zonas apontadas como prioritárias para conservação deveriam ter incentivos para que possam realmente cumprir a função proposta pelo zoneamento, são listadas algumas ações estratégicas que podem ser adotadas, em função das características de cada zona avaliada. Assim, cada categoria elencada no zoneamento poderá ter uma ou mais estratégia que seja aplicável em campo.

As alternativas, mecanismos e estratégias que são de grande importância para constituir a política sugerida são: a criação de Unidades de Conservação públicas; criação de UCs privadas – RPPNs; aprimoramento do ICMS - Ecológico; avernação e compensação de reserva legal de imóveis rurais e servidão florestal; Pagamento por

serviços da biodiversidade (PSB). Além destes incentivos, hão de ser também reforçadas ações de fiscalização e monitoramento nas áreas estratégicas.

5.1.1 Criação de Unidades de Conservação públicas

A análise das Unidades de Conservação existentes na região indicou a carência daquelas que representem a FOM tanto em nível regional como em nível estadual. As UCs de proteção integral totalizam apenas 36.212,18 ha, o que representa 0,47% da área da FOM e, 0,18%, da área do Paraná. Isto demonstra a baixa representatividade das áreas protegidas deste tipo florestal indicando a urgente necessidade de criação de novas unidades tanto de domínio público como privadas.

Assim, o zoneamento proposto aponta áreas potenciais para criação de UC's. As UNB maiores que 800 ha (55 fragmentos) seriam as áreas mais indicadas, onde podem ser iniciados estudos qualitativos e em nível de propriedades, visando a constituição de UC de proteção integral pública.

5.1.2 Criação de Unidades de Conservação privadas

Os resultados também demonstraram que na região da FOM existem poucas RPPNs em comparação com outras regiões do Paraná. Este fato pode ser decorrente tanto da falta de procura por técnicos incentivando a criação, , pela falta de assistência técnica ambiental como também, pela insegurança na criação destes mecanismos de proteção por parte dos proprietários, devido às limitações decorrentes da criação desta categoria de manejo em suas propriedades. O manejo da erva-mate, comum na região, pode ter sido o fator preponderante nesta decisão, uma vez que não poderia mais ser efetuado quando da criação de RPPN. Assim, talvez esta seja uma questão que mereça ter um estudo mais aprofundado, identificando novas categorias de manejo adequadas para a região, que pudesse tanto comportar um manejo sustentável da erva-mate, como garantir a manutenção

da biodiversidade local. Uma categoria que poderia ser mais bem estudada seria ARIE (Áreas de Relevante Interesse Ecológico), que, podendo ter domínio privado, também permite o uso sustentável da área.

Assim, a criação de RPPN's ou ARIE poderia ser iniciada pelos Escritórios Regionais do IAP, com base nas UNB_3 maiores que 250 ha. Estas áreas somam 210 fragmentos, totalizando 188.544,33 ha.

5.1.3 Formação de um banco de florestas para compensação ou servidão florestal de Reserva Legal

Por iniciativa do Instituto Ambiental do Paraná foi regulamentada no Estado a aplicação da Lei 47714/65, Código florestal (BRASIL, 1965), por meio do Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente – SISLEG, regulamentado pelo Decreto 387 de 1999 (PARANÁ, 1999), proporcionando aos proprietários rurais alternativas para equacionar o problema legal relacionado à Reserva Legal. Em 2004, o Decreto n.º 3320/2004 foi estabelecido no intuito de direcionar a recuperação da RL para as áreas indicadas como prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade estabelecidas pelo mapeamento que fez parte do decreto (PARANÁ, 2004). A compensação de reserva legal, possibilitada pela normativa federal – Lei n.º 4.771/65 (BRASIL, 1965), passou a ser um instrumento de incentivo à formação de conexões nas áreas designadas como prioritárias pelo Decreto n.º 3.320/04. Na compensação, os imóveis situados nestas áreas prioritárias para a biodiversidade podem ceder RL (vender ou arrendar vegetação para propriedades de fora, em qualquer estágio de regeneração, inclusive em estágio inicial), mas são obrigados a fazer sua RL sempre dentro de cada propriedade. O deslocamento da RL para as áreas definidas como prioritárias melhora seus valores ambientais, trazendo assim possibilidade de construção de corredores de biodiversidade. Além disto, proprietários que possuem remanescentes além dos 20% exigidos, podem ceder seu excedente para outras propriedades, proporcionando assim uma oportunidade de valorização destes

fragmentos florestais, e um mecanismo rentável para que os proprietários executem sua conservação.

O que ocorre, porém, é uma falta de interligação entre as demandas e as ofertas, ou seja, o proprietário que deseja ceder a RL com aquele que necessita de uma área para averbar. Assim, caberia ao Estado, através do IAP, a coordenação de um "banco de florestas", indicando áreas de grande relevância ambiental, possíveis de serem averbadas como RL de outros imóveis carentes de vegetação nativa. Assim, com estas informações disponíveis em um BANCO DE DADOS DE FLORESTAS NATIVAS GEORREFERENCIADOS, poderia ser viabilizada a compensação de RL na região da FOM. Há que se destacar, que para isto não bastaria a informação da cobertura florestal atual, mas também seria necessária a informação georreferenciada dos limites das propriedades, identificando áreas que possuam os excedentes dos 20% de RL. Vale destacar que seriam áreas "potencialmente" indicadas pois a efetivação da cessão de RL ou Servidão florestal dependem tanto da disposição de seus proprietários como de serem aceitas pelo órgão ambiental. Ressalta-se que a Servidão Florestal já funciona no Paraná sob esta forma de compensação prevista pelo SISLEG, mas também foi aperfeiçoada e detalhada pela Portaria IAP 105/2008 (IAP, 2008), que ressalta que a servidão florestal tem dupla vantagem: regularizar o agricultor que tem passivo ambiental e beneficiar aqueles proprietários que mantiveram remanescentes florestais nativos.

Não é possível estimar quanto existe de excedentes de florestas por propriedade em função de não existirem dados georreferenciados dos limites das propriedades, mas uma análise geral em âmbito regional revelou que existe um déficit de cobertura florestal para totalizar os 20% necessários. Isto indica que, potencialmente, a recuperação de áreas definidas como prioritárias para o SISLEG é um mecanismo que pode contribuir muito, possibilitando que proprietários que possuam áreas assim definidas (prioritárias – SISLEG) possam ceder para outros imóveis, mesmo sendo áreas em estágio inicial de regeneração. Isto pode fomentar um comércio vantajoso para a conservação da biodiversidade, uma vez que incentiva a recuperação de áreas mais frágeis. Contudo, há que se considerar que o mapeamento utilizado atualmente pelo SISLEG, necessita ser revisto, ampliando a sua abrangência. Neste caso, indicamos que o Corredor da FOM indicado neste estudo seja integralmente inserido neste mapeamento, bem como todo zoneamento das ZFA.

5.1.4 Aprimoramento do ICMS - Ecológico

Tendo como base a Constituição do Estado (artigo 132), e regulamentado pela Lei Complementar n.º 59/91, conhecida como Lei do ICMS Ecológico, a repartição dos recursos de ICMS no Paraná também se dá sob o critério de compensação financeira para municípios que abriguem em seu território mananciais de abastecimento público ou unidades de conservação ambiental (LOUREIRO, 2002). Assim, dos recursos a serem repassados pelo Estado para os municípios, 5% se referem a este critério ambiental, correspondendo assim, 2,5% aos municípios com Unidades de Conservação e 2,5% relativo a mananciais de abastecimento público.

Desde que foi instituído, o ICMS - Ecológico no Paraná representou um forte incentivo aos municípios para criação de novas Áreas Protegidas (Tabela 49). Desta forma tem sido um instrumento de gestão pública que tem servido e incentivado a conservação de áreas no Paraná, apesar de suas limitações, como só poder gerar o recurso ao poder público municipal, em detrimento de proprietários de RPPNs, por exemplo.

O ICMS Ecológico é uma solução simples que contribui para o aumento das áreas e possibilita a criação de condições e melhoria da gestão e, para ser mais bem aplicado, há necessidade que haja um forte programa institucional de longo prazo para conservação da biodiversidade (LOUREIRO, 2002).

TABELA 49 - EVOLUÇÃO DA SUPERFÍCIE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS ESPECIALMENTE PROTEGIDAS, NO ESTADO DO PARANÁ, ATÉ 1991 E DE 1992 ATÉ 2001 (EM HECTARES) REGISTRADAS E PASSÍVEIS DE OFERECER CRÉDITO DO ICMS ECOLÓGICO AOS RESPECTIVOS MUNICÍPIOS

NÍVEL DE GESTÃO	ATÉ 1991	DE 1992 A 2001	EVOLUÇÃO (%)
Federal	584.622,98	694.186,26	18,74
Estadual	118.163,59	964.554,92	716,28
Municipal	8.485,50	226.674,89	2.462,60
Terras indígenas	81.500,74	83.245,44	2,14
RPPN federal	0,0	1.706,13	-
RPPN estadual	0,0	33.154,72	-
Faxinais	0,0	18.927,11	-
Áreas de Preservação Permanente	0,0	17.107,69	-
Reserva Legal	0,0	16.697,73	-
Sítios Especiais	0,0	1.101,56	-
Outras Florestas de conexão	0,0	3.245,62	-
TOTAL	794.763,81	2.064.594,07	159,77

FONTE: DEBIO/DIBAP/IAP - ICMS Ecológico por Biodiversidade, citado por Loureiro (2002)

NOTA: As Áreas de Preservação Permanente, as Reservas Legais, os Sítios Especiais e as Outras Florestas de conexão, só são considerados nos entornos das Unidades de Conservação de uso indireto, através da realização de procedimentos técnicos e administrativos especiais.

Para a análise do ICMS Ecológico na região deste estudo foi utilizada a memória e extrato financeiro do repasse de dezembro de 2008, disponibilizados no site do IAP, considerando os municípios compreendidos nos quatro escritórios regionais que o estudo contempla: ERPAB, ERIRA, ERUVI, ERGUA.

Dos 51 municípios que compreendem os quatro regionais, apenas 29 recebem ICMS ecológico, equivalente a 56% do total dos municípios (Anexo 3).

No ano de 2008 foi repassado pelo Estado aos municípios um total de R\$ 9.093.806,54 em ICMS ecológico, referente às Unidades de Conservação existentes na região (Tabela 50). Mais da metade dos recursos se referem a Unidades de âmbito federal, por estas serem de grandes extensões, com especial ênfase às áreas indígenas. As unidades estaduais representam 35% e as municipais apenas 2% dos recursos. Já as RPPN's contempladas, representam 9% do valor avaliado, o que correspondeu a R\$ 858.666,35 no ano de 2008.

TABELA 50 - RECURSOS DO ICMS-ECOLÓGICO POR ÂMBITO DE GESTÃO DE UCS NA REGIÃO DO ESTUDO

ÂMBITO GESTÃO	VALOR (R\$)	%
Área protegida Municipal	174.121,63	2,0
Área protegida Estadual	3.208.784,97	35,0
Área protegida Federal	4.852.233,59	54,0
RPPNs	858.666,35	9,0
Repasse Total	9.093.806,54	100,0

FONTE: IAP (2010)

Analisando o quanto de recursos cada município recebeu em 2008 por escritório regional do IAP, observa-se que no âmbito do regional de Guarapuava, estão os municípios que mais receberam ICMS - Ecológico (Tabela 51).

TABELA 51 - VALOR TOTAL DE REPASSE ANUAL DE ICMS-ECOLÓGICO POR REGIONAL em 2008

ESCRITÓRIO REGIONAL	VALOR (R\$)	%
ERUVI	856.155,15	9,0
ERGUA	4.015.062,49	45,0
ERPAB	2.128.629,04	23,0
ERIRA	2.093.959,85	23,0

FONTE: IAP (2010)

Dos sete municípios que recebem ICMS Ecológico em função de terem sido criadas RPPNs em seu território (Anexo 2), nenhum repassa recursos aos proprietários. Esta possibilidade é dada por regulamentação própria, municipal, mas em todo o Paraná existem apenas cinco municípios conveniados com este tipo de repasse do ICMS - Ecológico no ano 2008-2009.

O valor repassado a estes municípios somente em função das RPPNs em 2008 foi de R\$ 858.666,54. De forma geral, com a soma das áreas de RPPN's (5.403,05 ha) pode-se estimar que em 2008 foi repassado aos cofres públicos municipais uma média de R\$ 158,92 por cada hectare de RPPN's. Isto de uma forma geral, sem avaliar o critério qualitativo, que define pesos em função da qualidade de manutenção de cada unidade. Observa-se portanto, que os recursos repassados aos municípios tem sido muito poucos, refletindo a necessidade e o potencial de aprimoramento do ICMS - Ecológico para esta categoria de manejo. Além disso, é preciso adequar o mecanismo legal para que se aprimore o repasse aos proprietários das RPPN's, para que estes possam aplicar diretamente os recursos em ações de conservação das suas áreas.

Assim, os resultados revelam que o ICMS - Ecológico pode ser usado como uma ferramenta de incentivo para a criação de novas Unidades de Conservação na região, principalmente no âmbito municipal, pois pode reverter em recursos, que inclusive podem ser utilizados para compra da área da nova Unidade de Conservação. Isto pode ser feito tanto nos 22 municípios que ainda não recebem ICMS - Ecológico na região, quanto nos 29 que recebem e podem melhorar suas arrecadações.

Por outro lado, a melhoria na utilização do ICMS - Ecológico, como ferramenta de incentivo à conservação, ainda precisa de um intenso trabalho do órgão ambiental (IAP) no sentido de nortear as decisões dos municípios, especialmente indicando as áreas mais importantes para que sejam criadas novas UC, bem como a demonstração dos recursos financeiros que estas poderão representar para cada um dos municípios.

Outra ação que poderia ser adotada seria a criação de um fundo externo para a criação de áreas protegidas, na forma de uma linha de crédito, utilizando o ICMS- Ecológico (e também recursos de compensações de empreendimentos, FEMA, doações, *royalties*), o qual "empreste" recursos ao município para criação de

UC e o município reembolse o fundo com os recursos do ICMS Ecológico advindo com a própria Unidade de conservação criada. Entretanto, são alternativas fictícias idealizadas, mas que precisariam de empenho e esforços do órgão ambiental para sua concretização.

De fato, com as normativas atuais existentes, pode-se concluir que o ICMS - Ecológico pode reverter recursos para aqueles municípios que criarem novas Unidades de Conservação em seu território, e o montante destes recursos dependerá do tamanho e da categoria de manejo a ser instituída.

5.1.5 Pagamento por serviços da biodiversidade

O pagamento por serviços ambientais (PSA), como forma de valorização e apoio aos proprietários que conservam remanescentes florestais, vem sendo discutido em âmbito nacional. De forma sucinta, o princípio de remunerar proprietários que prestem serviços ambientais à comunidade tem sido amplamente defendido atualmente no Brasil (BRASIL, 2009). No entanto, há que se ter o cuidado de avaliar o que realmente deve ser pago, ou seja, se esta questão já não é de simples cumprimento da legislação atual por exemplo. Pagar proprietários para conservação de suas APP's, ou de RL, já previstas como obrigatoriedade pela legislação brasileira, não deve ser um destino adequado aos poucos recursos públicos destinados às questões ambientais. Entretanto, o pagamento por ações incrementais, que vão além das exigências legais, como forma de reconhecimento a um esforço adicional para proprietários, pode ser uma fonte de incentivo à conservação.

Desta forma, produtores rurais poderiam ser beneficiados por contribuírem com serviços para a conservação da biodiversidade (o termo ambiental pode ser muito amplo), são aqueles que conservam áreas além das exigidas legalmente (APP e RL), compostas por remanescentes nativos situados em zonas estratégicas para a conservação da biodiversidade. Neste sentido, após participar em 2008 de diversas discussões em um grupo formado por ONGs e setor público no Paraná, as proposições foram sintetizadas em uma proposta de regulamentação (Apêndice 4). Vale ressaltar que a minuta da proposição base elaborada pelo grupo, em forma de

minuta de **decreto**, foi encaminhada pelo IAP ao Conselho Estadual de Meio Ambiente (CEMA) em julho de 2010 (Protocolo n.º 7703702-0).

Entretanto, por entendermos que esta regulamentação deva ser efetivada por um Projeto de Lei em função de que altera destinação de recursos públicos, adequamos a proposta (Apêndice 4). Além da regulamentação, foi elaborada uma metodologia para avaliação de áreas a receberem recursos do PSB, (matriz de classificação) que, de forma inédita, define critérios técnicos para seleção das áreas para viabilizar a implantação da proposta de Lei ora apresentada.

A denominação adotada como PSB foi sugerida em função de o termo *Serviços Ambientais* ser extremamente amplo, podendo ser inserido, no caso desta denominação, ações de várias interfaces que vão muito além da proteção à biodiversidade. Como exemplo, o pagamento pela conservação de solos, fato que não foi o objeto desta proposta, especificamente voltada à valorização dos remanescentes florestais conservados em propriedades privadas.

Cabe destacar que no ano de 2010 foi aprovada no Paraná a Lei n.º 16.436 de 15/03/2010 referindo-se ao PSA, especificamente voltada para benefício de propriedades localizadas em mananciais de abastecimento, tendo o fator água como foco, sendo bastante restrita e carecendo de regulamentação para sua aplicação.

A normativa proposta neste estudo dispõe sobre o pagamento por serviços da biodiversidade prestados por propriedades rurais na região que integra o Bioma Mata Atlântica, no Estado do Paraná. Considera dois principais objetivos: i) a necessidade de proteger emergencialmente os remanescentes de vegetação nativa com especial ênfase aos que se encontram sob dominialidade privada; ii) a importância e o merecimento dos proprietários que preservam/conservam os últimos remanescentes de vegetação nativa no Estado do Paraná;

Nesta proposição, somente estariam aptos aos benefícios os proprietários cujas matrículas dos imóveis tenham as áreas de Reserva Legal e as Áreas de Preservação Permanente, devidamente cadastradas no SISLEG, conforme a Lei n.º 4.771/65 (Código Florestal), Decreto Estadual n.º 387/99 e Decreto Estadual n.º 3.320/04 (PARANÁ, 1999, 2004).

A proposta para o cálculo de repasse dos recursos por PSB estabelece dois índices: índice de valor do fragmento para a biodiversidade (IVF), um fator de importância da região fitogeográfica onde o fragmento está inserido (FRF), e por fim, um índice

de valor de biodiversidade por fragmento (IBF). Como este não era o foco deste estudo, mas um assunto de extrema relevância, esta proposição foi detalhada de forma complementar a este estudo no Apêndice 5, carecendo de maior detalhamento para sua aplicabilidade.

Cabe ainda destacar que o cálculo apresentado considerou critérios quantitativos e qualitativos dos fragmentos que poderiam compor os excedentes de RL, em função de: tamanho da propriedade, área com cobertura vegetal original preservada, qualidade biótica do remanescente preservado, região fitogeográfica onde o imóvel está inserido, com maior peso para as áreas situadas na Região da Floresta Ombrófila Mista (Araucária), em função da intensa pressão exercida para uso da mesma. A aplicação índice de valor de biodiversidade por fragmento (IBF) dependeria da regulamentação da minuta do projeto de Lei apresentado no Apêndice 4, e, do valor a ser disponibilizado, com a finalidade de Pagamento por Serviços da Biodiversidade.

Assim, propõem-se uma regulamentação de PSB – PAGAMENTO POR SERVIÇOS DA BIODIVERSIDADE que, se adotada pelo Paraná, poderá representar um apoio concreto àqueles proprietários que ainda conservam os últimos remanescentes florestais nativos na região da FOM.

5.1.6 Compensação por Desmatamento Evitado – REDD

A temática de mudanças climáticas e suas consequências tem tido grande ênfase tanto em função da confirmação de dados científicos alarmantes, como pela constatação de inúmeras catástrofes mundiais relacionadas. Em consequência, tem também tido destaque a discussão de medidas mitigadoras, como o reflorestamento como alternativa para captura de carbono da atmosfera, e a Redução de Emissões para o Desmatamento e Degradação (conhecido como mecanismo REDD - *Reduce Emissions for Deforestation and Degradation*).

O crédito de carbono é talvez o mecanismo de "pagamento por serviço ambiental" mais consolidado no mundo. Conforme relatório técnico (TNC, 2010), a TNC (The Nature Conservancy) ressalta que apesar da crise financeira, o mercado de

carbono fechou o ano de 2009 com um volume transacionado de U\$ 126 bilhões²⁹. Para proprietários rurais e organizações interessadas em desenvolver projetos de restauração e conservação florestal, os créditos de carbono podem representar o fator chave para desenvolver estas atividades.

O princípio do mecanismo de desmatamento evitado (REDD) é criar valores econômicos para a manutenção da cobertura florestal (PÁDUA, 2010). Como outros mercados, um poluidor poderá compensar suas emissões comprando créditos de quem ainda tem o que conservar. Por outro lado, se o produtor rural mantiver sua floresta conservada, será compensado financeiramente. Conforme citado por Pádua, (2010) esse mercado já representa mais de três vezes o rendimento de proprietários rurais com soja ou gado, ou mesmo madeira.

Diferentemente do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que não inclui as florestas naturais remanescentes, o REDD vai além de Kyoto quando propõe compensações financeiras aos proprietários de matas naturais, que se prontificam a proteger suas florestas por 60 anos, ganhando durante todo este período.

O REDD pode vir a ser uma alternativa rentável para reduzir o desmatamento. Pode tornar-se uma versão do "Mercado Justo" em MDL, que negocia qualquer tipo de fixação de carbono, seja por monocultura como a de eucalipto, por exemplo. Diferentemente, REDD propõe evitar queimadas e, ao manter as florestas, assegurar os serviços ambientais que estas oferecem. Representa, assim, um "investimento do bem", ao proteger de maneira integral o patrimônio natural da Terra. É, portanto, um mecanismo criado para evitar a emissão de carbono.

Pertence, assim, à Convenção do Clima e não à da Biodiversidade, apesar de ser pertinente a ambas. Para Pádua (2010), pode vir a representar um dos mais promissores caminhos para a proteção da biodiversidade. Contudo, a versão REDD da ONU pode levar alguns anos ainda para se consolidar, mas algumas experiências neste sentido já vêm sendo adotadas. A Noruega, por exemplo, criou um fundo, doando 500 milhões de dólares/ano para ser investido no desmatamento evitado.

²⁹ Disponível em: <siteresources.worldbank.org/INTCARBONFINANCE/.../State___Trends_of_the_Carbon_Market_2009-FINAL_26_May09.pdf>. Acesso em: 24 maio 2010.

Entretanto, o problema com este mercado também está na dificuldade de acessá-lo. A elaboração de um projeto de carbono que gere créditos reconhecidos internacionalmente custa caro, necessita de diversas informações e análises complexas e tem que passar por um processo complicado de validação. Por estas razões poucos proprietários e ONGs conseguem gerar créditos em seus projetos de restauração e conservação.

No Paraná, a "Campanha Desmatamento Evitado" é uma iniciativa da Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS, 2010), instituição do Terceiro Setor que tem como missão trabalhar pela conservação da natureza. O objetivo é ajudar a proteger os últimos remanescentes de áreas naturais no Brasil, como a Floresta com Araucária, em razão do potencial que têm para compensação de emissões de gases responsáveis pelo fenômeno do aquecimento global, bem como de sua importância para conservação da diversidade biológica. A campanha consiste em envolver proprietários de áreas bem conservadas e ajudá-los a continuar protegendo-as com apoio financeiro de empresas interessadas em compensar suas emissões de gases de efeito estufa.

Uma vez conhecida a quantidade de emissões, a SPVS oferece para a empresa a possibilidade para compensar emissões por meio da manutenção de áreas naturais preservadas (desmatamento evitado), evitando a devolução para a atmosfera do carbono estocado na área. O tamanho das áreas deve ter quantidade de carbono estocado condizente com as emissões da empresa participante da Campanha Desmatamento Evitado.

Dentre os argumentos abordados pela SPVS (2010), destaca-se que:

A iniciativa auxilia no combate às mudanças climáticas por meio da conservação de áreas nativas, responsável por abrigar inúmeras formas de vida de plantas e animais, bem como fornecer serviços ambientais essenciais à qualidade de vida humana: água, energia, alimentos, segurança contra desastres naturais e descobertas científicas, entre tantos outros.

No âmbito da Floresta com Araucária, a partir de 2003 a SPVS iniciou um projeto para proteger os poucos remanescentes desta formação florestal única encontrada no sul do Brasil. Fazendo uma aliança entre proprietários de áreas bem conservadas e empresas interessadas em apoiar a causa da conservação da

natureza, a SPVS conseguiu garantir a proteção de aproximadamente 800 hectares de áreas bem conservadas de Floresta com Araucária.

Dos projetos avaliados pela “Climate, Community and Biodiversity Alliance” (CCBA), cerca de 43% se referem à redução das emissões por desmatamento e degradação (REDD), 30% à reflorestamento, 30% à restauração de florestas nativas, 16 % à sistemas agroflorestais, 14% à gestão florestal sustentável e 3% se referem à reflorestamento (CCBA, 2010).

Neste sentido, a proposição que se recomenda é o estudo da viabilização deste mecanismo, sob competência estadual, por meio de regulamentação própria, com a criação de um fundo específico para pagamento de desmatamento evitado no Paraná. Nos Estados Unidos e em outros países fora do protocolo de Kyoto, o estabelecimento de um mercado regional tem se mostrado muito bem sucedido e gerado importantes recursos para projetos ambientais. Uma iniciativa dos estados do nordeste dos EUA já transacionou um volume de U\$ 433 milhões através de mecanismos voluntários, demonstrando o potencial de engajar os estados e empresas locais (TNC, 2010).

Para Pádua (2010), espera-se que esse mecanismo de incentivo econômico (REED) possa dar chances mais concretas de entrarmos em um mercado no qual nossas florestas recebam o valor que sempre mereceram, mesmo que agora tenham a desculpa de valerem em bases econômicas.

Na região do estudo, as áreas indicadas para conservação têm potencialmente chances para merecerem o pagamento por desmatamento evitado, compreendendo 320.759,05 ha de florestas nativas em estágio médio e avançado de regeneração.

5.2 ESTRATÉGIAS INTEGRADAS PARA GESTÃO DO TERRITÓRIO

5.2.1 Diretrizes da ecologia da paisagem como subsídios para o planejamento de políticas públicas para gestão do território

O planejamento da paisagem pode resultar em ações nas diferentes estruturas da paisagem: matriz, fragmento (mancha) e corredores. Neste estudo, a proposta principal foi compartimentar a paisagem por meio do zoneamento, definindo método de planejamento para identificar "onde" priorizar determinadas ações que resultem em conservação na região. Já um segundo nível de interseção foi definir o "como", ou seja, quais as ações a serem adotadas para implementar o zoneamento na região. Esta segunda análise foi abordada de forma sintética e apenas como diretrizes a serem adotadas, carecendo de maiores estudos e detalhamentos.

A atual cobertura florestal, restrita a 12,36% na área, e o consequente isolamento dos fragmentos remanescentes, já constituem justificativa necessária para todos os esforços envolvidos para a execução de estratégias para a conservação e recuperação da vegetação natural na região.

Para auxiliar na formulação de políticas, Tabarelli e Gascon (2005) apresentam diretrizes, as quais, empiricamente, têm se mostrado importantes para o manejo de paisagens fragmentadas: (1) incorporar medidas de proteção como parte dos projetos de desenvolvimento; (2) proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes; (3) manejar as bordas da floresta a partir do momento de criação dos fragmentos; (4) proteger as florestas de galeria para conectar fragmentos isolados de floresta; (5) controlar o uso do fogo e a introdução de espécies de plantas exóticas e limitar o uso de biocidas em áreas adjacentes aos fragmentos florestais; (6) promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem. Para os autores, essas diretrizes fazem parte da ideia de que o estabelecimento de grandes redes de áreas

protegidas, conectadas por corredores florestais e agroflorestais e imersas em matrizes pouco agressivas, representa a melhor estratégia para a conservação da diversidade biológica em paisagens dominadas pelo homem.

Assim, com base nestes conceitos apontados, as ações recomendadas para cada categoria identificada neste zoneamento não são alternativas estanques e únicas, mas, uma proposta que, no conjunto de sua aplicação, possa reverter em dois resultados principais: estabilidade ao ambiente e incremento da conectividade.

5.2.2 Diretrizes para ações de conservação na região

5.2.2.1 Conservação integral de todos os fragmentos de vegetação nativa

Vários autores ressaltam a importância da conservação de fragmentos, mesmo que pequenos, para a conservação da biodiversidade na paisagem (SHAFER, 1990; SCHELHAS; GREENBERG, 1996; TURNER; CORLETT, 1996; VIANA; TABANEZ, 1996; VIANA *et al.*, 1997). Para Rodrigues e Bononi (2008), desempenham papel de grande importância na conservação da biodiversidade remanescente, mesmo em regiões muito fragmentadas. Para Quintela (1990), os pequenos fragmentos florestais, podem manter uma flora e fauna bastante diversas;

Portanto, todos os 5912 fragmentos de cobertura florestal, que correspondem a 12,36% da paisagem, independentemente de seu tamanho, são reconhecidamente importantes para a manutenção da biodiversidade regional.

Cabe ainda destacar a funcionalidade dos pequenos fragmentos, melhorando a permeabilidade da matriz, servindo de trampolins ecológicos (“*stepping stones*”). Desta forma, para Powell e Bjork (1995) os fragmentos podem ser úteis para a dispersão de organismos e como abrigos para aves locais e migratórias de longa distância. Os trampolins ecológicos aumentam a conectividade entre fragmentos florestais e podem contribuir para o fluxo gênico de muitas espécies através da dispersão de animais e plantas.

Além disso, fragmentos pequenos podem exercer papel ainda mais destacado de detentores da biodiversidade, se forem adequadamente protegidos e recuperados, com ações de manejo, de enriquecimento de espécies, considerando aspectos florísticos, genéticos, de disponibilização de recurso e de formas de vida (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Neste intuito, constata-se que nenhum dos fragmentos remanescentes que totalizam 496.017,16 ha, pode ser desconsiderado, sendo todos de importância para a paisagem local. Todavia, a priorização de algumas ações pode ser efetuada em diferentes níveis, conforme as recomendações para cada categoria descrita posteriormente no zoneamento. Desta forma é possível focar a atuação do Estado na gestão ambiental da região.

Galetti *et al.* (2009), estudando a definição de áreas prioritárias para grandes mamíferos no Bioma Mata Atlântica, recomendam abordagens diferenciadas para pequenos e grandes fragmentos. Para grandes fragmentos, indicam esforços de conservação visando à gestão da população como os planos de reabilitação e reforço na proteção das espécies, tais como a vigilância contra caça e outras atividades extrativas. Já para os pequenos, indicam ações focadas principalmente no habitat, aumentando a cobertura florestal e da melhoria na qualidade do fragmento, além de medidas que resultem em incremento na conectividade. Para os autores, a estratégia de conservação ideal deve ter um equilíbrio adequado entre essas prioridades, direcionar diferentes níveis de esforço de ambos os habitats e de espécies, dependendo em que os requisitos mais limitantes em cada região.

5.2.2.2 Priorização de ações de conservação dos maiores fragmentos

Segundo Fonseca *et al.* (2001), dados empíricos gerados em diferentes ecossistemas tropicais indicam que, mais do que o isolamento, a superfície total do fragmento (tamanho) é a variável mais importante no número final de espécies presentes em uma determinada área. Desta forma, conservar, restaurar e conectar esses maiores fragmentos constitui no atual desafio, uma vez que a maioria desses remanescentes se encontra em propriedades privadas. Neste estudo, os 61

fragmentos maiores que 1.000 ha devem ter atenção especial quanto à manutenção de sua biodiversidade, tendo em vista que correspondem sozinhos por 38,94% dos remanescentes florestais da região.

5.2.2.3 Priorização de fragmentos com maiores zonas núcleo

Segundo McGarigal e Marks (1995), o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos é a sua área núcleo. Assim este critério foi utilizado para escolha de áreas de maior relevância, em detrimento da forma do fragmento, pois já representa a ação do efeito de borda.

O estudo de Lopes *et al.* (2009) ressalta que, mesmo sendo uma estratégia notadamente recomendada por biólogos da conservação, os corredores ecológicos são, em grande parte, afetados pelo efeito de borda, não podendo conter as características históricas de comunidade vegetais primárias e conseqüentemente, as teias de inter-relações que grandes blocos de floresta primária suportam. Portanto garantir a conservação das maiores áreas núcleo de biodiversidade deve ser uma estratégia conjuntamente executada.

Portanto, quando o poder público, ou instituições que desejem atuar na conservação tiverem limitados seus recursos técnicos, humanos e financeiros, a seleção de áreas prioritárias tem que ser dirigida, com prioridade àquelas de maior relevância regional. Como nem sempre estudos qualitativos são exequíveis, a priorização por tamanho de áreas núcleo pode ser uma estratégia para indicar, em um primeiro momento, áreas que poderão constituir novas UCs, públicas ou privadas, enfim, áreas que potencialmente podem comportar núcleos de biodiversidade regional.

A utilização dos diferentes níveis de seleção (tamanho de área núcleo) dependerá do número de áreas que se pretende selecionar e do objetivo a ser alcançado. Neste estudo, o critério de áreas núcleo maiores que 800 ha, representaria focar ações em apenas 55 do total de 5912 fragmentos, que corresponde às maiores áreas contínuas de florestas, que representam cerca de um quarto (24,51%) da vegetação total remanescente.

5.2.3 Diretrizes para conservação com base na ecologia de paisagens - sínteses das indicações para conservação

Com base nas teorias empíricas e nos resultados descritos, a aplicação do zoneamento para a região estudada observou estratégias diferenciadas para cada região indicada. Assim, de forma didática foram descritas as ações apontadas por este estudo de forma sintetizada no quadro 11.

Os corredores ecológicos podem ser considerados tanto como uma ação para recuperação como para a conservação dos fragmentos existentes. Assim, será citado tanto no quadro síntese de diretrizes de conservação (5.2.3) como descrito no item 5.2.4, diretrizes para recuperação.

QUADRO 11 - SÍNTESE DE DIRETRIZES PARA CONSERVAÇÃO COM BASE NA ECOLOGIA DE PAISAGENS

CONDIÇÃO	RECOMENDAÇÃO BIBLIOGRÁFICA	PRINCIPAIS AUTORES	RECOMENDAÇÃO ESPECÍFICA PELO ESTUDO PARA A REGIÃO
Matriz (baixa cobertura florestal total)	Conservação de fragmentos pequenos para a manutenção da biodiversidade na paisagem.	Shafer (1990) Schelhas e Greenberg (1996) Turner e Corlett (1996) Viana e Tabanez (1996) Viana <i>et al.</i> (1997)	Conservar todos os 5912 fragmentos de cobertura florestal; (12,36% da paisagem, independentemente de seu tamanho).
Pequenos Fragmentos	Conservação de fragmentos pequenos para formação de trampolins ecológicos (<i>stepping stonses</i>).	Powell e Bjork (1995) Schelhas e Greenberg (1996) Cullen Jr. <i>et al.</i> (2001)	
Grandes Fragmentos	Propiciar a melhoria na qualidade, tamanho e conectividade dos maiores fragmentos.	Galetti <i>et al.</i> (2009)	Os 61 fragmentos maiores que 1000 ha devem ter atenção especial quanto à manutenção de sua biodiversidade.
	Conservar, restaurar e conectar os maiores fragmentos.	Fonseca <i>et al.</i> (2001)	
Zonas Núcleo de Biodiversidade	Conservar prioritariamente os fragmentos com as maiores área núcleo, pois é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos.	Mcgarigal e Marks (1995) Mazzolli (2006) Muchailh (2007) Lopes <i>et al.</i> (2009)	Programar ações para conservar prioritariamente ZNB 1,2 e 3.
Corredor Ecológico	Os Corredores são importantes para a conservação da biodiversidade, pois: <ul style="list-style-type: none"> ▪ possibilitam a conexão entre habitats fragmentados; ▪ promovem o movimento de organismos; ▪ auxiliam na preservação da biodiversidade 	Soulé e Gilpin (1991) Beier e Noss (1998) Fonseca <i>et al.</i> (2001) Campos (2003) Myers e Bazely (2003) Sanderson <i>et al.</i> (2003)	Proposta de Corredor Ecológico para a conservação da FOM 585.505,31 ha.
	Propiciam abrigo, alimentação e condições naturais à reprodução e fluxo gênico.	Campos e Agostinho (1997)	
	As espécies se movem com mais frequência entre os sistemas ligados por corredores.	Haddad (1999)	
	Ao possibilitarem a movimentação e dispersão, permitem a readaptação de espécies às mudanças climáticas.	Sutherst (2000)	Recuperação prioritária de 349.730,16 ha de áreas de fragilidade (ZFA) dentro do corredor FOM.
	Promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem.	Tabarelli e Gascon (2005)	
Corredor Ecológico por meio da APP	Proteger as florestas de galeria para conectar fragmentos isolados de floresta; Proteger e recuperar, com ações de manejo e enriquecimento de espécies.	Reis <i>et al.</i> (2003) Tabarelli e Gascon (2005) Rodrigues <i>et al.</i> (2009)	Recuperação de APP com déficit de florestas localizada no corredor da FOM (81.284,78 ha) é a ação de recuperação de maior urgência identificada.

No sentido de facilitar o entendimento e a futura adoção das estratégias apontadas para a região, as ações a serem adotadas para cada zona descrita foram sintetizadas e agrupadas no quadro 12 ações relativas às Zonas Estratégicas para Conservação, e no quadro 13 ações referentes às Unidades Prioritárias para a Conservação.

5.2.3.1 Zonas Estratégicas para a Conservação da Biodiversidade - ZEC

Nos itens de 5.1.1 a 5.1.6 foram indicadas e discutidas algumas alternativas recomendadas para aplicação no zoneamento apresentado, quanto a ações de conservação. Desta forma, os quadros 12 e 13 sintetizam estas recomendações de acordo com cada zona indicada para a região do estudo.

QUADRO 12 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA ZONEAMENTO - ZEC

ZONA	ÁREA		AÇÕES INDICADAS	OBSERVAÇÕES/ RECOMENDAÇÕES
	ha	%		
ZEC - ZONA ESTRATÉGICA PARA CONSERVAÇÃO	320.759,05	7,99	AÇÃO 03 Identificar propriedades que possuem excedentes de reserva legal para ceder a outros imóveis com déficit de RL.	IAP: Organizar Ação 03 Alteração do mapa SISLEG inserindo as ZFA como áreas prioritárias para conservação
			AÇÃO 05 PSB- Pagamento por serviços da biodiversidade	SEMA: Regulamentar Ação 05
			Intensificar fiscalização	IAP IBAMA POLICIA FLORESTAL
			AÇÃO 06	SEMA/IAP: Regulamentar ação 06

NOTA: AÇÃO 01 - Criação de Unidades de Conservação Públicas (Item 5.1.1)
 AÇÃO 02 - Criação de Unidades de Conservação Privadas (Item 5.1.2)
 AÇÃO 03 - Formação de um banco de florestas para Compensação ou Servidão Florestal de Reserva Legal (Item 5.1.3)
 AÇÃO 04 - Aprimoramento do ICMS - Ecológico (Item 5.1.4)
 AÇÃO 05 - Pagamento por Serviços da Biodiversidade – PSB (Item 5.1.5)
 AÇÃO 06 - Compensação por Desmatamento Evitado – REDD (Item 5.1.6)

5.2.3.2 Indicação de ações para conservação nas unidades prioritárias para a biodiversidade (fragmentos)

QUADRO 13 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA CONSERVAÇÃO NAS UNIDADES PRIORITÁRIAS PARA A BIODIVERSIDADE

UNIDADE/FRAGMENTOS	ÁREA		N.º FRAGM	AÇÃO PRIORITÁRIA	OUTRAS AÇÕES RECOMENDADAS
	ha	%			
Unidades Prioritárias para Conservação – UPC maiores que 1000 ha	193.143,40	38,94	61	AÇÃO 02 Criação de RPPNS	AÇÃO 01 AÇÃO 03 AÇÃO 05 Intensificar fiscalização
UNB_3 Fragmentos > que 250 ha, (SEM UC)	188.544,33	38,01	210	AÇÃO 05 Pagamento por Serviços da Biodiversidade – PSB	AÇÃO 01 AÇÃO 02 AÇÃO 03 Intensificar fiscalização
UNB_2 maior que 800 ha	121.571,38	24,51	55	AÇÃO 01 Unidades de Conservação Públicas – UC_P (Critério biodiversidade)	AÇÃO 02 AÇÃO 03 AÇÃO 05 Intensificar fiscalização
UNB_1 maior que 800 ha posição sobre ZFA	98.782,93	19,92	39	AÇÃO 01 Unidades de Conservação Públicas – UC_P (Critérios biodiversidade e estabilidade ambiental)	AÇÃO 02 AÇÃO 03 AÇÃO 05 Intensificar fiscalização

5.2.4 Zonas Estratégicas para recuperação - ZER

As ações de recuperação descritas como as mais indicadas para cada categoria identificada no zoneamento partem de diretrizes principais indicadas pelos estudos recentes de ecologia e restauração da paisagem: a) manutenção da estabilidade ambiental pela recuperação florestal das zonas de maior fragilidade ambiental (áreas críticas da paisagem); b) aumento da conectividade pela recomposição de ambientes naturais. A restauração de áreas degradadas representa uma atividade básica para a conservação *in situ*, refazendo comunidades e estabelecendo corredores entre fragmentos vegetacionais (REIS; ESPÍNDOLA; VIEIRA, 2003).

A decisão de se restaurar prioritariamente as Áreas de Preservação Permanente, além da questão legal, deve-se à sua maior importância na proteção dos recursos hídricos regionais e na composição de redes de corredores ecológicos para a fauna e a flora, interligando as florestas remanescentes da região (RODRIGUES *et al.*, 2009). Desta forma, esta instituição atende tanto a questão de estabilidade ambiental quanto a funcionalidade de proporcionar habitat para inúmeras espécies silvestres, servindo ainda de corredor natural para movimentação das espécies. Sua restauração significa incremento da conectividade da paisagem fragmentada.

A exigência legal da participação de todas as propriedades, de manterem os 20% de RL é um importante instrumento que faz com que cada propriedade contribua com a conservação da biodiversidade. Essa estratégia é recomendável também sob o ponto de vista da paisagem, uma vez que auxiliará na formação de corredores ecológicos para trânsito da biota local. Conforme Rodrigues *et al.* (2009), para formar a reserva legal, é sugerida a restauração de áreas já abandonadas, de baixa aptidão agrícola e/ou alta aptidão florestal, áreas com grande potencial de interligação de fragmentos remanescentes e situações com elevada erodibilidade, entre outras. Portanto, este instrumento jurídico da Reserva Legal é um importante mecanismo para concretizar conexões e contribuir na formação de corredores ecológicos (OLIVEIRA_FRANCO, 2009).

A utilização de espécies florestais nativas para recuperação tanto das APP's como RL tem sido citada como importante instrumento para conservação da biodiversidade.

Segundo Siqueira e Mesquita (2007) é necessário motivar pequenos, médios e grandes proprietários rurais a não só recuperarem e protegerem as matas que ainda restam nas propriedades, mas também recompor com espécies nativas as Áreas de Preservação Permanente (APP's) e Reservas Legais (RL).

Apesar de inicialmente o código florestal ter previsto a Reserva Legal com funcionalidade de "manejo e exploração florestal", a partir das alterações de 2001, este instituto passou a ser considerado como áreas voltadas ao "uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas". Assim, conforme Metzger (2010), são elementos da paisagem que deveriam promover ou auxiliar a conservação da biodiversidade. Sendo assim, a utilização de espécies nativas tem fundamental importância para a restauração do equilíbrio na paisagem. Podem assim formar corredores que permitam a reconexão entre os fragmentos isolados (RODRIGUES *et al.*, 2009).

As zonas de benefício múltiplo ou zonas-tampão, que consistem de áreas agroflorestais estrategicamente localizadas, podem ajudar a reduzir os efeitos de borda, bem como a dependência de recursos florestais, visto que as florestas primárias estariam rodeadas por sistemas florestados em vez de pastagens ou áreas cultivadas. Desta forma, cinturões agroflorestais diversificados ao redor dos fragmentos florestais foram considerados, há pouco tempo, como prováveis tampões, diminuindo impacto da matriz para reservas de biodiversidade ou como corredores para habitats fragmentados nos trópicos (GAJASENI *et al.*, 1996). As zonas-tampão agroflorestais criam um ambiente limítrofe aos fragmentos florestais, relativamente similares ao da floresta. Na região do Pontal do Paranapanema, estão sendo instalados com êxito, como fonte de lenha, madeira, frutos, grãos e forragem, aliviando assim a pressão exercida pelos proprietários locais sobre o fragmento florestal (CULLEN JR. *et al.*, 2001).

Deve ser ressaltado que, o re-estabelecimento de conexões por meio de zonas em ambientes de alta fragilidade potencial do meio abiótico, pode não ser considerado

o ideal em termos de heterogeneidade biológica, pois ambientes com características como solos vulneráveis, alta declividade ou ainda, ambientes hidromórficos, podem não conter toda diversidade de espécies que originalmente eram característica daquele ambiente original. Assim, considerar importante para conservação somente áreas inseridas sobre o meio físico de fragilidade não deve ser considerado como a única estratégia de conservação.

Por outro lado, pode ser uma estratégia para projeção de conexões entre fragmentos (zonas núcleos de biodiversidade) que ocorrem indefinidamente tanto em zonas frágeis como estáveis. Além disto, é uma alternativa factível de aplicação, considerando a extrema dificuldade em argumentos que proponham recuperação ambiental. Assim, há que se aproveitar áreas menos produtivas para a realização do re-estabelecimento das conexões entre os fragmentos isolados. Vale destacar que o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP) propõe a implantação desse método de restauração com aproveitamento econômico em áreas de baixa aptidão agrícola, como áreas de declividade acentuada, de afloramento rochoso etc., que já foram degradadas no passado e hoje estão ocupadas com algum tipo de atividade de produção, principalmente pastagem, mas que em função das características do ambiente, não são sustentáveis economicamente (RODRIGUES *et al.*, 2009).

5.2.5 Corredor de biodiversidade da FOM

Dentre as muitas funcionalidades ambientais, a manutenção do fluxo gênico entre os remanescentes de vegetação nativa ainda existentes é o principal objetivo dos corredores ecológicos. Os corredores possibilitam a conexão entre habitats fragmentados, promovendo o movimento de organismos, auxiliando na preservação da biodiversidade de ecossistemas e nas funções das comunidades (SOULÉ; GILPIN, 1991; CAMPOS, 2003; MYERS; BAZELY, 2003). Portanto, os mais recentes estudos apontam a estratégia de formar corredores ecológicos como uma forma de incremento na conservação da biodiversidade.

Como já descrito, a criação de unidades de conservação tem sido considerada como uma das estratégias mais eficazes para a contenção do processo de extinção de espécies em nível local. Entretanto, na região do estudo, as UCs são pouco representativas para poderem comportar populações viáveis de muitas espécies. A ausência de conectividade entre as unidades de conservação e outros remanescentes florestais regionais, pode induzir tais populações à extinção em função da perda da variabilidade gênica e a eventos estocásticos e determinísticos que gerem diferenças na proporção sexual, inviabilizando o recrutamento (PARANÁ, 2006).

O corredor proposto para a conservação da FOM, deve compreender não somente a delimitação física apresentada neste estudo, mas um conjunto de ações em campo, incentivos e normativas, que possam realmente representar aumento de conectividade da paisagem estudada.

A implantação do Corredor de Biodiversidade da FOM pode resultar em melhorias ambientais, com incremento da conectividade, caso se torne viável sua execução em campo. Assim, não bastaria apenas um ato de criação oficial do corredor, mas outras ações, que, em decorrência desta normativa, poderão apoiar a execução nas propriedades rurais ali situadas. Portanto, a oficialização do Corredor de Biodiversidade da FOM, é o primeiro passo de uma longa jornada em busca da manutenção da biodiversidade ali existente.

As propriedades localizadas no corredor devem receber incentivos e apoio do poder público visando assim facilitar a manutenção deste conjunto de fragmentos que justificaram a indicação da área como corredor. Da mesma forma, deve ser elaborado programa específico visando à adoção de estratégias de recomposição florestal nas áreas críticas, com incentivos para a utilização de espécies florestais nativas, que propiciem fluxos de fauna e flora. Da área total indicada para compor o corredor (585.505,31 ha) apenas 25% possuem cobertura florestal, e a recuperação de 349.730,16 ha de áreas de fragilidade (ZFA) representa o grande desafio para incrementar a conectividade regional, visando à conservação da FOM na região

Além de definir um perímetro para o Corredor, este estudo propõe que sejam realizados projetos especificamente no sentido de viabilizar ações de conservação e restauração especialmente nas áreas nele inseridas, como projetos "Desmatamento Evitado" ou ainda, pela regulamentação de Pagamento por Serviços da Biodiversidade.

5.2.6 Síntese das ações para Zonas de Recuperação - ZER

QUADRO 14 - SÍNTESE DE AÇÕES PARA ZONAS DE RECUPERAÇÃO - ZER

ZONA	ÁREA		AÇÕES INDICADAS	OBSERVAÇÕES
	ha	%		
ZER - APP	522.865,17	13,02	Regeneração natural. Recuperação c/ espécies florestais nativas. Isolamento (cercar quando existir pastoreio).	O Programa Estadual Mata Ciliar distribui mudas nativas gratuitamente.
ZER - RL	372.509,57	9,28	Recuperação c/ espécies florestais nativas.	Localizar RL em função da conexão com demais fragmentos da microbacia. Para agricultor familiar é permitido o plantio com eucalipto em primeiro ciclo.
ZER (ZVF)	829.882,78	20,67	a) Manejo florestal seletivo; Recuperação preferencial c/ espécies florestais nativas; b) Servidão ou compensação de RL para outros imóveis ⁽¹⁾ , podendo compor o banco de florestas.	Admite-se manejo florestal seletivo (descontadas as áreas de APP).
TOTAL	1.725.257,52	42,98		-

(1) Desde que alterado o mapeamento do SISLEG, inserindo as ZFA como áreas prioritárias.

5.2.6.1 Inserção das zonas de recuperação em projetos de crédito de carbono

Projetos que contém o componente restauração florestal são potencialmente aptos para recebimento de créditos de carbono. Além de contribuir para a mitigação das mudanças climáticas pelo aumento do estoque de carbono através do crescimento de árvores plantadas, da regeneração natural e da conservação dos remanescentes florestais, também poderiam proporcionar benefícios para as comunidades locais, pelo incremento na renda e segurança alimentar, e para a conservação da biodiversidade através do aumento da cobertura florestal e de geração de outros serviços ambientais tais como conservação de solo e de recursos hídricos.

Segundo os critérios estabelecidos pelo padrão de certificação VCS³⁰, são consideradas elegíveis as áreas que foram desmatadas antes do ano 2000 e

³⁰ VCS (Voluntary Carbon Standard): É o processo de avaliação independente que verifica se o projeto atingiu as reduções de emissão ou remoção de GEEs propostas durante o período monitorado.

continuam desmatadas até o presente momento. Para confirmar esse critério, seria necessária uma análise de comparação de imagens de satélites através de um estudo multitemporal, comparando as áreas indicadas pelo zoneamento como a restaurar (ZER, situadas em FOM ou FES, exceto campos nativos) com o ano de 1999, sendo identificadas e mapeadas as áreas elegíveis para a execução dos projetos de carbono. No âmbito global do zoneamento proposto, os projetos para créditos de carbono poderiam ser viabilizados incluindo áreas para restauração, enriquecimento em áreas degradadas (faxinais, por exemplo) ou ainda para conservação da floresta como citado no item Compensação por Desmatamento Evitado (5.1.6).

5.3 O ESTUDO DA PAISAGEM COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO E GESTÃO DO TERRITÓRIO

Considerando os dados de desmatamento na região da FOM no Paraná, pode-se concluir notadamente que as políticas públicas adotadas até o momento para a conservação da FOM tem tido pouca efetividade. Neste sentido, evidencia-se a necessidade de adoção de outros mecanismos, que vão além da mera fiscalização ambiental. Assim, além das ações citadas para o zoneamento proposto, pode-se também realizar uma complementação ao mapeamento das Áreas Estratégicas para Conservação da Biodiversidade no Paraná, mecanismo inovador adotado em 2009, que também tem base no estudo da paisagem e tem a necessidade constante de revisão e aperfeiçoamento, mas, essencialmente, necessita ser tirado do papel e aplicado sob as diferentes diretrizes apontadas neste estudo.

Há de se observar que no mapeamento elaborado para compor a Resolução 005/2009 (SEMA, 2009) as Áreas Estratégicas para a Biodiversidade no Paraná foram considerados outros critérios e a área indicada para conservação não está necessariamente toda com cobertura florestal. Em função disto, observa-se uma grande diferença entre a proposta deste zoneamento, onde somente 7,99% da área estão indicados para conservação, em função de possuir realmente cobertura florestal. Já nos 28,02% de áreas a conservar da Resolução 005, foi considerado integralmente o perímetro da APA Serra da Esperança, como se esta UC fosse destinada à conservação, enquanto que esta categoria de manejo de uso sustentável, além de não mais possuir todo seu perímetro com cobertura florestal, permite o uso do solo diverso de atividade conservacionista. Assim, a proposta atual de zoneamento é mais adequada para aplicação.

Quanto às áreas destinadas a recuperação, observa-se que o zoneamento proposto contempla 42,98% da área estudada, enquanto que a atual legislação contempla apenas 22,28%. Isto novamente devido aos critérios diferenciados de elaboração.

TABELA 52 - COMPARATIVO ENTRE A RESOLUÇÃO DE ÁREAS ESTRATÉGICAS VIGENTE E A PRESENTE PROPOSTA DE ZONEAMENTO

ZONEAMENTO	ÁREA			
	RESOLUÇÃO 005/09		PRESENTE PROPOSTA	
	ha	%	ha	%
Áreas estratégicas para conservação	1.124.724	28,02	320.759,05	7,99
Áreas estratégicas para restauração	894.373	22,28	1.725.257,53	42,98
Áreas estratégicas conservação e recuperação - Total	2.019.097	50,29	2.046.016,57	50,97
Área Total	4.014.531	100,00	4.014.531	100,00

FONTE: Muchailh (2010)

O planejamento da paisagem ainda pouco tem sido considerado nas políticas de conservação da biodiversidade. Para Tabarelli e Gascon (2005), este fato é observado principalmente nos países que retêm grande parte da biodiversidade mundial onde a maioria das diretrizes de conservação disponível na literatura não tem sido incorporada nas políticas públicas.

O principal objetivo deste estudo foi justamente demonstrar a factibilidade da utilização do conhecimento técnico científico (ecologia da paisagem) no direcionamento de políticas visando à conservação. Neste sentido, propõe um zoneamento que considera tanto os aspectos da ecologia de paisagens como de mapeamento de

fragilidades ambientais como ferramentas para instituir políticas de gestão ambiental do território estudado.

Foram enfatizadas diretrizes técnicas, indicando cada zona em função de suas características ambientais: indicando as áreas de maior fragilidade, identificando os maiores remanescentes; indicando conexões e corredor visando aumentar o fluxo gênico. Além disto, o estudo apontou estratégias específicas para cada zona, e o conjunto destas ações pode constituir uma política de ordenamento territorial para a região, definida com uma base técnica em função das características intrínsecas ao meio abiótico e biótico.

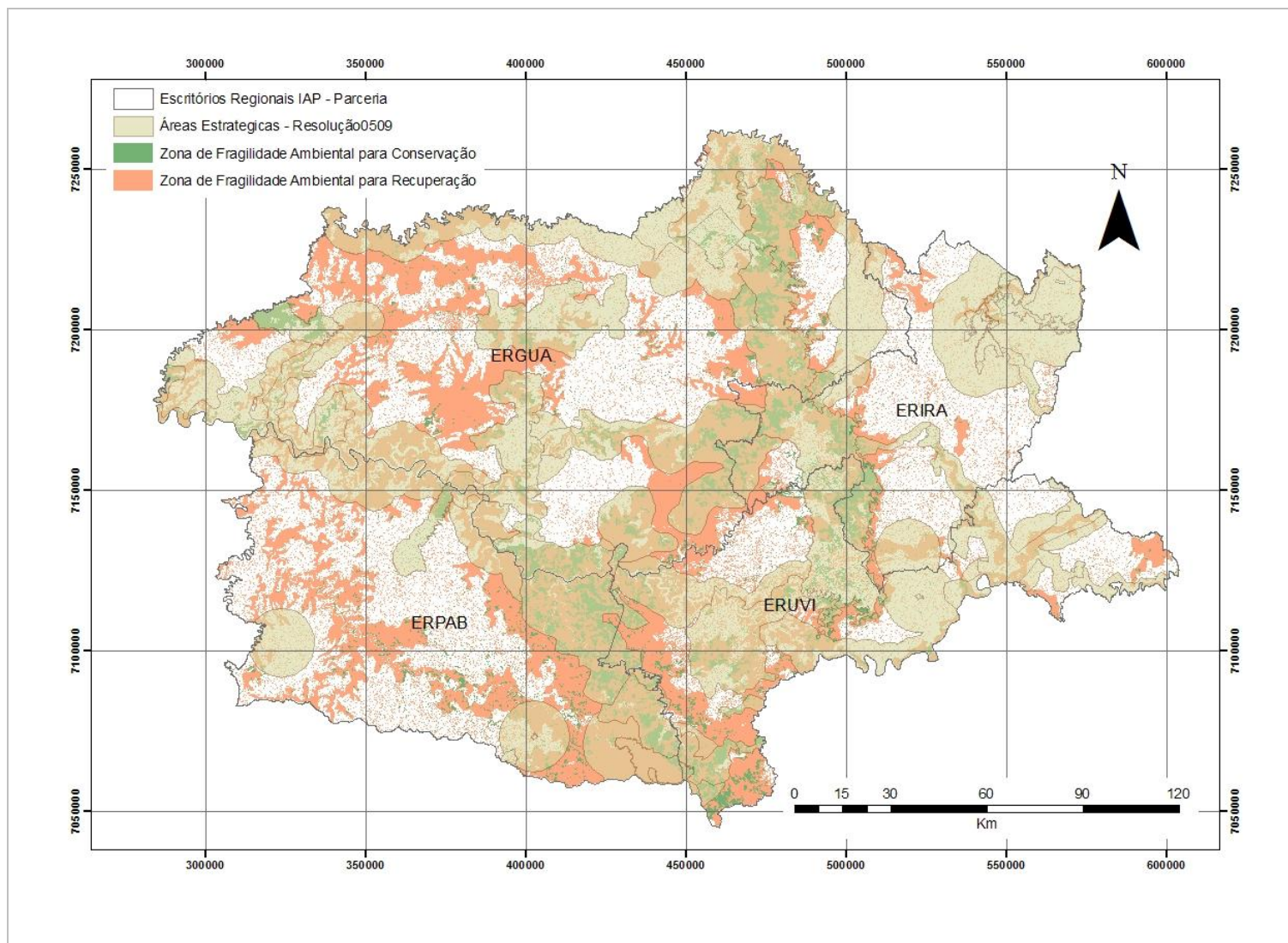


FIGURA 49 - COMPARATIVO ENTRE O ZONEAMENTO PROPOSTO E AS ZONAS ESTRATÉGICAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE RESOLUÇÃO 005/2009 (formato paisagem)

6 CONCLUSÕES

O zoneamento elaborado no estudo foi fundamentado nas fragilidade ambientais e em diretrizes de ecologia da paisagem, comprovando a factibilidade do uso destes instrumentais para nortear políticas de ordenamento territorial visando a conservação da biodiversidade.

As estratégias apontadas poderão servir de base para a adoção uma política pública voltada para incentivos e programas de apoio à conservação dos remanescentes prioritários e, sequencialmente, a restauração da conectividade.

Especialmente quanto a cada objetivo específico, com base nos resultados alcançados foi possível obter as seguintes conclusões:

6.1 QUANTO À PROPOSTA METODOLÓGICA

- Uma vantagem da utilização da proposta metodológica apresentada é ter um embasamento técnico por considerar as fragilidades do ambiente (característica permanente do meio abiótico) aliado às potencialidades relativas à biodiversidade ainda existente nos fragmentos remanescentes (características temporais, passíveis de alteração por meio de intervenções de recuperação). Além disto, esta metodologia de zoneamento considera as diretrizes e práticas recomendadas pela ecologia de paisagens, relacionando os aspectos de conectividade estrutural, pela análise dos fragmentos.
- A adoção das recomendações do zoneamento pode representar ganhos tanto relacionados à manutenção da estabilidade ambiental como em incremento de conectividade, e assim, incrementando fluxos gênicos na paisagem.
- A metodologia é de fácil aplicação, baixo custo, desde que as informações base estejam disponíveis.
- O resultado final do zoneamento permite uma melhor utilização do solo, pois prevê que sejam re-conectados os fragmentos de vegetação nativa

em zonas de baixa aptidão agrícola, e, portanto, mais factível de ser executada em campo.

- Entre as metodologias empregadas para definição de fragilidade potencial (abiótico), o método de soma dos escores ao quadrado foi o que mais se aproximou da realidade, confirmado pelo cruzamento dos mapeamentos das áreas críticas .

6.2 QUANTO AO ZONEAMENTO PROPOSTO

- Na área do estudo os remanescentes florestais somam 496.017 ha, que representam 12,36% de cobertura florestal, dispostos em 5912 fragmentos. Estes remanescentes representam um quarto do total remanescente do Paraná, em estágios médio e avançado de sucessão florestal.
- A análise comparativa entre o mapeamento da cobertura florestal dos anos de 2005 e 2008 revelou uma diminuição de 15.043,84 ha de cobertura florestal na área estudada.
- A atual cobertura florestal (12,36%) encontra-se fragmentada, isolada e sujeita às pressões das ações antrópicas na matriz, que domina o restante (87,64%) da paisagem estudada.
- O contínuo processo de fragmentação da paisagem estudada foi evidenciado pelo aumento do número de fragmentos, que em 2005 totalizavam 5.762 passando a 5.912 em 2008, e também, pela redução do número de fragmentos maiores que 1000 ha no período.
- Praticamente a metade da região do estudo (50,97%) é de fragilidade ambiental, em função de suas características do meio físico: solos, relevo e altitude, acrescidos das áreas de preservação permanente relativas aos aspectos de hidrografia.
- A soma das áreas de APP's_h (relativa aos aspectos hídricos) na região do estudo totalizou 595.876,74 ha que corresponde a 14,84% da região do estudo.

- O limiar de fragmentação atingiu níveis inferiores ao recomendado de 30%, tanto para o Estado (9,64%) como para região do estudo (12,36%), o que indica a necessidade de ações tanto de conservação dos fragmentos de floresta nativa existentes, como também de recuperação da cobertura florestal.
- As zonas estratégicas totalizaram 50,97% da região do estudo (2.046.016,57 ha). Nesta zona, 84,32% não possuem cobertura florestal e, portanto, constituem Zonas Estratégicas para Recuperação (ZER); e 15,68% estão com cobertura florestal em estágio médio ou avançado de regeneração, compondo as Zonas Estratégicas para a Conservação (ZEC) dos fragmentos existentes.
- Propõe a delimitação de um Corredor para a conservação da biodiversidade da Floresta Ombrófila Mista, com uma área total de 585.505,31 ha, onde estão inseridos 127.554,70 ha de cobertura florestal remanescente, cujos fragmentos estão notadamente concentrados em um eixo situado ao longo do rio Iguaçu, onde devem ter prioridade ações para a restauração da conectividade.

6.3 QUANTO A AÇÕES PARA CONSERVAÇÃO DOS FRAGMENTOS

- Em função da alta fragmentação e dos baixos índices de cobertura florestal, todos os fragmentos de vegetação remanescente devem ser conservados, pois podem também servir de conexões trampolins na paisagem.
- Algumas estratégias de conservação podem ser adotadas para incrementar a conservação dos fragmentos, de forma conjunta ou individualmente. As ações que legalmente já são passíveis de aplicação são a criação de Unidades de Conservação públicas ou privadas, compensação de Reserva Legal de outros imóveis e melhoria na aplicação dos recursos do ICMS - Ecológico.

- Propõem a regulamentação de dois novos mecanismos de incentivos financeiros à conservação de remanescentes: Pagamento por Serviços da Biodiversidade (PSB) para o excedente de vegetação (além da RL e APP), e Cooperativa de venda de créditos de Carbono, para pequenos e médios proprietários.
- Conforme a estratégia de ação a ser aplicada, poderá se optar por diferentes níveis de priorização dos fragmentos. De um total de 5.912 fragmentos na paisagem, a seleção dos maiores que 250 ha representaria atuar em 283 fragmentos, enquanto que a seleção dos maiores que 1000 ha, representaria atuar em 61 fragmentos (38,94% da vegetação).
- Outra alternativa apresentada para selecionar áreas prioritárias foi considerando que as áreas núcleo são as que possuem menos efeito de borda e melhores condições ambientais.
- Apresentados os três níveis de priorização por tamanho de áreas núcleo, é possível optar pelo que seja mais adequado em relação aos recursos disponíveis e à estratégia a ser executada: a) áreas núcleo maiores que 250 ha (UNB_3), conservação de 210 fragmentos - 38% do total de vegetação remanescente; b) áreas núcleo maior que 800 ha, conservação 55 fragmentos - 24,51% da vegetação remanescente; c) áreas núcleo maior que 800 ha localizados sobre ZFA, 39 fragmentos - 19,92% da vegetação remanescente.
- A escolha por meio da identificação de áreas núcleo pode ser mais recomendada quando a estratégia for a criação de UC de domínio público de proteção integral.

6.4 QUANTO ÀS AÇÕES VOLTADAS PARA RECUPERAÇÃO

- De forma geral, para atendimento ao Código Florestal seria necessário a conservação de 34,66% da região, sendo 14,84% em função de APP's_h,

e 19,81% de Reserva Legal, totalizando 1.391.391,908 ha. Contudo, considerando somente os estágios médio e avançado, a cobertura florestal atual não corresponde a este mínimo, apresentando um déficit de 522.865,17 ha nas áreas de APP's_h e 372.509,57 ha de RL.

- As áreas de APP's_h (522.865,17 ha) sem cobertura florestal devem ser consideradas as de maior prioridade para recuperação, tendo em vista o grau de fragilidade e as funcionalidades ambientais que representam.
- A Zona Estratégica para Recuperação (ZER) compreende 1.725.257,53 ha que devem ser considerados como estratégicos para a manutenção da estabilidade do meio, especialmente relacionado aos aspectos físicos que determinam o caráter de fragilidade que justificaram a categorização da mesma. Nestas zonas, excetuando-se as APP's, alternativas de recomposição florestal com possibilidade de manejo seletivo devem ser estudadas.
- Do total de 1.725.257,53 ha da ZER recomenda-se a recomposição de 895.374,74 ha com espécies nativas (RL+APP), e uma área de 829.882,78 ha potencialmente indicada para plantios florestais com possibilidade de manejo sustentável.
- Da área total indicada para compor o corredor da FOM (585.505,31 ha) apenas 25% possuem cobertura florestal, e a recuperação de 349.730,16 ha de áreas de fragilidade (ZFA) representa, além de uma prioridade, um grande desafio.
- A recuperação das APP's_h com déficit de florestas localizadas no corredor da FOM, que totaliza 81.284,78 ha, é a ação de recuperação de maior urgência identificada neste estudo, e que representaria melhores resultados tendo em vista o potencial de incremento de conectividade, considerando a posição dos fragmentos, concentrados no Corredor.

6.5 QUANTO ÀS DIRETRIZES GERAIS PARA A GESTÃO DO TERRITÓRIO

- As análises da estrutura da paisagem da FOM revelam a necessidade da elaboração de políticas e programas que insiram novos componentes para a conservação da FOM no Paraná;
- As Unidades de Conservação de PI, não chegam a 1% da área estudada, revelando uma situação de baixíssima representatividade de áreas protegidas na região, apontando para necessidade de criação de unidades de proteção integral para a FOM. Para este objetivo, o critério mais indicado seria considerar estudos nos 55 fragmentos com áreas núcleo maiores que 800 ha.
- Os dados comparativos dos quatro escritórios regionais avaliados apontam o escritório regional de Guarapuava como o de maior importância, pois detém a maior área florestal remanescente. Ainda, o escritório de União da Vitória também deve ser priorizado, em função de apresentar o maior percentual de cobertura proporcionalmente à sua área de abrangência.
- Iniciar procedimento visando à criação de RPPNs, ou ARIE's pelos Escritórios regionais do IAP, com base no mapeamento dos 283 fragmentos identificados com zonas núcleo maiores que 250 ha.

6.6 QUANTO ÀS NORMATIVAS NECESSÁRIAS;

- Implementar uma Lei de Pagamento por Serviços da Biodiversidade, especificamente voltada para apoio financeiro àqueles proprietários que detém os melhores remanescentes florestais;
- Estudar mecanismo de aplicação de Pagamento por Desmatamento Evitado (REED) por meio de mercado paralelo baseado na manutenção de carbono. Isto seria viável por meio de uma política pública, com regulamentação estadual, complementarmente ao trâmite da legislação federal, e aos mecanismos já em implantação;

6.7 CONCLUSÕES GERAIS

A ausência de políticas públicas relacionando os avanços recentes da ciência às regulamentações, no âmbito do uso do solo e do desenvolvimento econômico, condenará qualquer estratégia de conservação ao fracasso. Além do que, as ameaças à atual legislação ambiental (Código Florestal) podem sucumbir esperanças de ver institutos legais (APP's e RL's) compondo instrumentos importantes na organização de paisagens sustentáveis, de acordo com preceitos da biologia da conservação.

Com o presente estudo foi possível demonstrar que as estratégias até então adotadas para conservação não são suficientemente eficientes para deter o processo de fragmentação, e que novas alternativas por meio de políticas e projetos que promovam incentivos à conservação devem ser implementadas.

A adoção de uma política voltada para a identificação e o reconhecimento aos proprietários que detêm os fragmentos florestais prioritários deve ser abordada como principal ação para a conservação. Neste sentido, tanto o PSB como o *REDD* necessitam ser regulamentados para compor estratégias visando à execução das diretrizes apontadas pelo zoneamento realizado.

A metodologia de zoneamento ambiental, pautada em variáveis de fragilidade e potencialidades, pode ser um instrumento de planejamento eficaz para programas e políticas públicas destinadas a garantir a qualidade ambiental e a estabilidade social.

No entanto, para sua execução, além da elaboração de um programa interinstitucional para conservação da araucária, pautado no apoio aos proprietários rurais, e dos instrumentos regulamentadores recomendados, há que ser efetuada uma ampla revisão no Sistema de Meio Ambiente do Paraná (SEMA e IAP), com objetivo de proporcionar quadro técnico para execução das ações previstas.

7 RECOMENDAÇÕES³¹

7.1 GESTÃO DO TERRITÓRIO

- Elaboração de um programa de governo voltado para a conservação da biodiversidade na FOM (Aliança para Conservação da Araucária) que considere como base o zoneamento apresentado. No Apêndice 7 o zoneamento proposto é apresentado com a divisão dos municípios. *MP*
- Promover Integração para o envolvimento de todas as instituições intervenientes com a biodiversidade (Ministério Público, Núcleos de Ensino, Batalhão da Polícia Florestal, Ministérios e Secretarias de Agricultura, Universidades, Organizações não governamentais, Prefeituras Municipais, Comunidades organizadas etc.). *MP*
- Estabelecer Plano de Monitoramento (fiscalização e demais ações). Realizar a imediata re-estruturação e contratação de quadro de técnicos para SEMA e IAP para dar suporte aos programas elaborados. *CP*
- Elaborar um zoneamento ecológico econômico do Paraná, podendo ser adotando a metodologia apresentada, dividindo-se por bacias hidrográficas. *MP*
- Realizar periodicamente ações de monitoramento sistemático e de fiscalização ambiental, que podem ser sob forma de “blitz” com técnicos e policiais de diferentes regiões do Estado e também com o apoio do IBAMA e Polícia Federal. *CP*

7.2 RESERVA LEGAL

³¹ Abreviaturas usadas neste item: CP - Curto Prazo, MP - Médio Prazo, LP - Longo Prazo.

- Estabelecer programa de incentivo para conservar as Reservas Legais de propriedades, que representam uma possibilidade de estabelecer a conectividade entre fragmentos naturais (diretamente ou funcionando como *stepping stones*). *CP*
- Formação de um banco de dados georreferenciado integrando os dados comuns às instituições, vinculado a um sistema de informações geográficas e que seja constantemente realimentado. *MP*
- Criação de um “banco de florestas”, indicando áreas de grande relevância ambiental, passíveis de serem averbadas como RL de outros imóveis carentes de vegetação nativa. *MP*
- Revisão do Mapeamento do SISLEG, ampliando a sua abrangência inserindo como áreas prioritárias as ZEC's e Corredor da FOM. *CP*
- Focar ações para implantar e conservar as APP's. *MP*

7.3 REDE DE ÁREAS PROTEGIDAS

- Apoiar a Criação de RPPN (Reserva Particular do Patrimônio Natural), que tem grande importância enquanto depositária de biodiversidade e, em especial, ao comporem o Sistema de Unidades de Conservação do Paraná (SEUC). *MP*
- Realizar estudos para indicar a criação de pelo menos uma UC de proteção integral a partir dos 55 fragmentos com área núcleo maior que 800 ha. *CP*
- Regulamentar a criação do Corredor de Biodiversidade Ecológico da FOM . *MP*
- Realizar estudo de novas categorias de manejo a fim de serem contempladas áreas de manejo de erva-mate como áreas protegidas. *MP*

7.4 MECANISMOS DE INCENTIVOS ECONÔMICOS PARA A CONSERVAÇÃO DA FOM

- Regularizar uma política de Pagamento por Serviços da Biodiversidade. *MP*
- Incentivar e operacionalizar o pagamento por créditos de carbono para pequenos e médios proprietários via cooperativas. *MP*
- Incentivar prefeituras para aproveitamento do potencial de ampliação da Lei do ICMS-Ecológico; RPPNs, ARIEs como alternativa ao uso sustentável em propriedades (públicas ou privadas). *MP*
- Demonstrar a factibilidade do banco de florestas por meio de unidades demonstrativas (UD) evidenciando a viabilidade de algumas propostas, como criação de condomínios de RL (públicos e privados); e mercado paralelo de carbono (*REED*). *LP*

7.5 APROVEITAMENTO DO POTENCIAL FLORESTAL;

- Elaborar programa de incentivo ao manejo de espécies florestais nativas plantadas, de acordo com o zoneamento proposto. *MP*
- Buscar convênios e pesquisas que forneçam subsídios técnicos adequados para o manejo. *MP*
- Definir parâmetros para o licenciamento de áreas nativas plantadas em RL. *MP*
- Promover mecanismos para enriquecimento de espécies de fragmentos degradados, com ênfase ao sistema dos Faxinais. *MP*
- Promover o fortalecimento da agricultura familiar agroecológica e incentivar sistema agroflorestais para a região. *MP*

7.6 FORTALECIMENTO INSTITUCIONAL DA SEMA - IAP

- Contratação de técnicos para atuar na gestão florestal. *CP*
- Contratação de técnicos para geoprocessamento, informática e gerenciamento de dados e sistemas. *CP*
- Contratação de técnicos para atuar no gerenciamento de Áreas Protegidas. *CP*
- Capacitação constante das instituições envolvidas, especialmente quanto ao uso de ferramentas como SIG. *MP*

7.7 INCENTIVO À PESQUISA E CAPACITAÇÃO TÉCNICA

- Apoiar projetos de pesquisa para conservação de áreas prioritárias por meio de uma carteira de projetos, com recursos do FEMA.
- Apoiar realização de pesquisa voltada à manutenção da variabilidade genética de espécies selecionadas como prioritárias da FOM.

7.8 EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Por fim, para dar viabilidade à execução de todas as recomendações elencadas, faz-se necessário um programa especificamente voltado à conscientização da comunidade local, regional e estadual, para a importância da Conservação da FOM.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. **Geomorfologia**, v.52, p.1-21, 1977.
- ACCACIO, G. **Conceitos de ecologia da paisagem e biologia da conservação**. 2004. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/projetos/visaoserradomar_ecologia.htm>. Acesso em: 11 set. 2005.
- AGUIAR, A. P.; CHIARELLO, A. G.; MENDES, S. L.; MATOS, E. N. The Central and Serra do Mar corridors in the Brazilian Atlantic Forest. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, threats, and outlook. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p.118-132.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v.71, p.355-366, 1994.
- AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P. S.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat provide connectivity? **Conservation Biology**, Oxford, v.12, n.6, p.1241-1252, 1998.
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. **Bioscience**, v.42. n.1, p.859-866, 1992.
- BIERREGAARD JR., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, New Haven, EUA. Brown Jr., K.S & R.W. Hutchings. 1997.
- BITTENCOURT, J. V. M. **Genetic diversity and dynamics in remnant patches of *Araucaria angustifolia* forest in Paraná State, Brazil**: implications for conservation and restoration. 2007. 226 f. PhD thesis (Landscape Ecology) - The University of Reading, Reading, 2007.

BRASIL. Decreto n.º 4.297, de 10 de julho de 2002. Regulamenta o art. 9.º, inciso II, da Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil - ZEE, e dá outras providências. **DOU**, Brasília, DF, 11 jul. 2002.

BRASIL. Lei n.º 4.771, de 15 setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. **DOU**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 02 abr. 2009.

BRASIL. Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. In: MEDAUAR, Odete (Org.). **Constituição Federal**: coletânea de legislação de direito ambiental. 3.ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2004. p.705-714.

BRASIL. Medida Provisória, n. 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1.º, 4.º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei n.º 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei n.º 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. **DOU**, Brasília, DF, 25 ago. 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/MPV/2166-7.htm#art1>. Acesso em: 2 abr. 2009.

BRASIL. Projeto de Lei 5.487/2009. Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/sileg/integras/667325.pdf>>. Acesso em: 13 ago. 2009.

BRITEZ, R. M. de; CASTELLA, P. R.; TIEPOLO, G.; PIRES, L. A. Estratégia de conservação da floresta com Araucária para o Estado do Paraná: diagnóstico da vegetação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. p.731-737.

BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v.16, n.4, p.909-923, 2002..

CÂMARA, I. G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p.31-42.

CAMPOS, J. B. **Análise dos desflorestamentos, estrutura dos fragmentos florestais e avaliação do banco de sementes do solo da ilha Porto Rico na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.** 1997. 101f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais - Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1997.

CAMPOS, J. B. O papel dos corredores de biodiversidade. In: CONGRESSO MUNDIAL SOBRE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA, 2., 2003, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, 2003. p.81-82.

CAMPOS, J. B.; AGOSTINHO, A. A. Corredor de fluxo de biodiversidade do rio Paraná: uma proposta para a proteção ambiental de ecossistemas ameaçados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP/UNILIVRE/Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 1997. v.2. p.645-657.

CAMPOS, J. B.; COSTA FILHO, L. V. Sistema ou conjunto de Unidades de Conservação? In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MÜLLER, C. R. C. (Org.). **Unidades de conservação:** ações para a valorização da biodiversidade. Curitiba: IAP, 2006. v.1. p.17-22.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras:** recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: Embrapa, 1994.

CASTELA, P. R.; BRITEZ, R. M. **A floresta com Araucária no Paraná:** conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná; apoio PROBIO – Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 236p.

CCBA. Disponível em: <<http://www.climate-standards.org/>>. Acesso em: 12 jun. 2010.

CHANG, M.Y. **Sistema faxinal: uma forma de organização camponesa em desagregação no centro-sul do Paraná.** Londrina: IAPAR, 1988. (Boletim Técnico).

CI - CONSERVATION INTERNATIONAL; IESB - INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. **Designing Sustainable Landscapes.** Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International and Institute for Social and Environmental Studies of Southern Bahia, 2000.

COLLI, G. R.; ACCACIO, G. M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. Fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p.319-345.

CONSERVATION INTERNATIONAL – CI. **Planejando paisagens sustentáveis**. A Mata Atlântica Brasileira, 2000.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; AZEVEDO, L. G.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V. Curso de sensoriamento remoto aplicado ao zoneamento ecológico econômico [CD-ROM]. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais....** São Paulo: Image Multimídia, 1996. Seção de Comunicações Técnico-Científicas.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: SAE/INPE, 2001.

CULLEN JR., L.; SCHMNIK, M.; VALLADARES-PADUA, C.; MORATO, I. Agroforestry Benefit zones: a tool for the conservation and management of Atlantic Forest Fragments, São Paulo, Brazil. **Natural Areas Journal**, v.21, n.4, p.345-355, 2001.

DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.; GRAHAM, D. J.; WEBSTER, A. L.; PRIMM, S. A.; BOOKBINDER, M. P.; LEDEC, G. **A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean**. Washington, DC: The World Bank, 1995.

DITT, E. H. **Fragmentos florestais do Pontal do Paranapanema**. São Paulo: Anablume/IIEB/IPÊ, 2002.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de **Classificação de Solos**. Embrapa solos. Rio de Janeiro, 1999. 412p.

EMBRAPA. **Mapeamento de solos do Estado do Paraná**. 2008. 74p. (Editores: Silvio Barge Bhering e Humberto Gonçalves dos Santos).

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FERNANDEZ, F. A. S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP/UNILIVRE/Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 1997. v.1. p.49-68.

FIORIO, P. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. **Geoprocessamento e topossequências na determinação de levantamentos de solos em diferentes escalas.** Magistra, Cruz das Almas, Bahia, v.15, n.2, p.173-185, 2003.

FONSECA, G. A. B. Proposta para um programa de avaliação rápida em âmbito nacional. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais:** avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001. Parte 3. p.150-156.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: o corredor da Mata Atlântica. In: SEMINÁRIO SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL, 1., 2001, Brasília. CD-ROM.

FONSECA, G. A. B.; RYLANDS A. B.; PAGLIA A. P.; MITTERMEIER, R. A. In: MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. (Eds.). **Hotspots revisited:** earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington, DC: Cemex, 2004a. p.84-88.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Orgs.). **Corredores ecológicos:** uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília: Ibama, 2004b. p.47-65.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics:** the ecology of landscapes and regions. New York: Cambridge University. 1995. 632p.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**, EUA, v.31, n.10, p.733-740, 1981.

FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? **Ecological Applications**, v.3, p.202-205, 1993.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1990-1995**. São Paulo: INPE/ISA, 1998. p.35-37.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. São Paulo: INPE, 2001.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005**. São Paulo: INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso em: 20 dez. 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2005 a 2008**. São Paulo: INPE, 2009. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso em: 20 dez. 2008.

FUPEF - FUNDAÇÃO DE PESQUISAS FLORESTAIS DO PARANÁ. **Conservação do bioma floresta com Araucária**: relatório final – Diagnóstico dos remanescentes florestais. Curitiba, Paraná. 2001. 2v. 456p.

GAJASENI, J.; MATTA-MACHADO, R.; JORDAN, C. F. Diversified agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbriges for fragmented habitats in the tropics. In: SZARO, R. C.; JOHNSTON, D. W. (Eds.). **Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 1996.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H. C.; BUENO, R. S.; BERNARDO, C. S. S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R. S.; STEFFLER, C. E.; RUBIM, P.; GOBBO, S. K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R. A.; CHIARELLO, A. G.; PERES, C. A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v.142, p.1229-1241, 2009.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. **Zoology, Analysis of Complex Systems**, v.101, p.273-280, 1998.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v.91, p.223-230, 1999.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356-1358, 2000.

GHEZZI, A. O.; SANTOS, C. D. T. Abordagem biogeográfica da paisagem na microbacia do Rio Barigüezinho. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 8.. 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 1999. v.1.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F.; SPADOTTO, C. A. Classificação das áreas de recarga do sistema aquífero guarani no Brasil em domínios Pedomorfoagroclimáticos: subsídios aos estudos de avaliação de risco de contaminação das águas subterrâneas. **Revista do Departamento de Geografia**, v.18, p.67-74, 2006.

GUBERT-FILHO, F. A. O desflorestamento do Estado do Paraná em um século. In: Conferência del mercosur sobre medio ambiente e aspectos transfronteirizos, 2., 1993, Posadas, Argentina. **Anales...** Posadas, Argentina: 1993. p.61-69.

HADDAD, N. M. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. **Ecological Applications**, Tempe, v.9, p.612-622, 1999.

HARRIS, L. D. **The fragmentated forest**. Chicago: The University of Chicago, 1984. 211p.

HAUER, M. **Conflitos e tensões no uso da terra: agricultura familiar e legislação ambiental no Estado do Paraná**. 2010. 231f. Tese (Doutorado em Conservação da Natureza) - Pósgraduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

HIROTA, M. M. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, threats, and outlook. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p.60-65.

HOBBS, R. J. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? **Pacific Conservation Biology**, v.1, p.29-38, 1993.

HOBBS, R. Future landscapes and the future of landscape ecology. **Landscape and Urban Planning**, v.37, p.1-9, 1997.

IAP. **Dados de Unidades de Conservação relativos ao ano 2008**. Disponível em: <<http://www.uc.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=57>>. Acesso em: 15 fev. 2010.

IAP. Portaria n.º 105, de 26 de junho de 2008. Normatiza os instrumentos de compensação da Reserva Legal relativos à servidão florestal e às Reservas Coletivas no Estado do Paraná e dá outras providências. Disponível em: <http://celepar7.pr.gov.br/sia/atosnormativos/form_cons_ato1.asp?Codigo=2091>. Acesso em: 20 jul. 2010.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - DERNA, 1992. 92p. (Manuais Técnicos de Geociências n. 1).

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário**. 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.net/ibge/default.php>>. Acesso em: 20 maio 2009.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo populacional 2005**. IBGE. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa da área da aplicação da Lei 11.428/2006**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Indicadores ambientais por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. MÜLLER, Ana Claudia de Paula (Coord.). Curitiba: IparDES, 2007. 98p.

IUCN/UNEP/WRI – UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM/WORLD RESOURCES INSTITUTE. **World Resources: a guide to global environment – toward sustainable development, 1992-1993**. Washington, 1992.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHIAR, A.; ROSS, J. L. S. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p.2203-2210.

KREMEN, C.; RAYMOND, I.; LANCE, K. As interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. **Conservation Biology**, v.12, n.3, p.549-563, 1998.

LAURANCE, W. F. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: BIERREGAARD JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. (Eds.). **Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. New Haven: Yale University Press, 2001. p.158-168.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

LAURENCE, W.; BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; DIDHAM, R. K.; SMITH, A. P.; LYBAM, A. J.; VIANA, V. M.; LOVEJOY, T. E.; SIEVING, K. E.; SITES, J. W.; ANDERSEN, M.; TOCHER, M. D.; KRAMER, E. A.; RESTREPO, C.; MORITZ, C. Tropical Forest Fragmentation: Synthesis of a Diverse and Dynamic Discipline. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical Forest Remnants Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: University Press, 1997. 616p.

LAURANCE, W. F.; GASCON, C. How to creatively fragment a landscape. **Conservation Biology**, v.11, p.577-579, 1997.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, L. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD JR., R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, p.605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, Oxford, v.55, n.1, p.77-92, 1991.

LEITE, P. F. **As diferentes unidades fitoecológicas da Região Sul do Brasil: proposta de classificação**. 1994. Dissertação (Mestrado em Eng. Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil: região sul**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990. v.2. p.113-150.

LOPES, A. V.; GIRÃO, L. C.; SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, p.1154-1165, 2009.

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no Estado do Paraná**. 2002. 189f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: José Olympio, 1968. 442p.

MALCOLM, J. R. **The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process**. 1991. Tese (Doutorado) - University of Florida, Gainesville (EUA), 1991.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.141, n.9, p.2184-21921, 2008.

MARTINS, A. K. E.; NETO, A. S.; MARTINS, I. C. M.; BRITES, R. S.; SOARES, V. P. Uso de um sistema de informações geográficas para indicação de corredores ecológicos no município de Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.22, n.3, p.373-380, 1998.

MARTINS, E. S.; REATTO, A.; CARVALHO JR., O. A.; GUIMARÃES, R. F. **Ecologia da paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.

MAZZOLLI, M. **Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro**. 2006. 105 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

McINTYRE, S.; HOBBS, R. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. **Conservation Biology**, v.13, n.6, p.1282-1292, 1999.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J.; AGGER, P. (Eds.). **Methodology in Landscape: ecological research and planning**. Roskilde: International Association for Landscape Ecology, 1984. p.5-15.

MERRIAM, G. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature Conservation 2: the hole of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p.133-142.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, S.; MIDDLETON, J. (Orgs.). **Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America**: International Association for Landscape Ecology, 1998.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.71, n.3-I, p.445-463, 1999.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS DEGRADADOS COM ESPÉCIES NATIVAS. **Anais**. São Paulo: Edusp, 2000.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12>>. Acesso em: 2001.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, v.8, n.1, 2010. (no prelo).

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica-International Journal of Ecology**, v.18, n.1, p.1-12, 1997.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v.142, p.1166-1177, 2009.

MIKICH, S. B.; BÉRNILS, R. S. **Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004. 764p.

MINEROPAR - MINERAIS DO PARANÁ; UFPR - UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. **Atlas geomorfológico do Estado do Paraná**. Curitiba: Mineropar, 2006. (Escala base 1:250.000, modelos reduzidos 1:500.000). Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=55>>. Acesso em: 20 maio 2009.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited:** earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington, DC: Cemex, 2004.

MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; BROKS, T. M.; PILGRIM, J. D.; KONSTANT, W. R.; FONSECA, G. A. B.; KORMOS, C. Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.100, p.10309-10313m, 2003.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots:** earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 1999. 430p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira:** avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Editado por Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira. Brasília: MMA/SBF, 2005. 510 p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de cobertura vegetal dos biomas brasileiros.** 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/bio>>. Acesso em: 25 mar. 2008.

MMA. SNUC. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2010.

MOURA, A.C.M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em análise de multicritérios. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, Brasil: INPE, 21-26 abr. 2007. p.2899-2906.

MUCHAILH, M. C. Interações dos meios abióticos e bióticos visando ao reordenamento espacial do ambiente. In: IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Interações dos meios bióticos e abióticos visando o reordenamento espacial da microbacia.** Curitiba, 2006. p.59-68. Apostila.

MUCHAILH, M. C. **Análise de paisagem visando à formação de corredores de biodiversidade**: estudo de caso da porção superior da bacia do rio São Francisco falso, Paraná. 2007. 130f. Dissertação (Mestrado em Conservação da Natureza) - Pós-graduação Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MUCHAILH, M. C. **Áreas estratégicas para a conservação e restauração da biodiversidade no Paraná**. 2010. (no prelo).

MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, J. B.; MACHADO, A. T.; CURCIO, G. R. Metodologia de Planejamento de Paisagens Fragmentadas Visando à Formação de Corredores Ecológicos. **Floresta**, Curitiba, v.40, n.1, p.147-162, jan./mar. 2010.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree Review**, v.10, p.58-62, 1995.

MYERS, J.; BAZELY, D. Ecology and Control of Introduced Plants. **Ecology, Biodiversity and Conservation**, Cambridge, p.35-49, 2003.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; PASTOR, J.; JOHNSTON, C. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v.7, p.289-306, 1989.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, v.3, n.9, p.209-212, 1993.

NASCIMENTO, R. J. **Terras de vocação florestal**. Disponível em <<http://www.doxtop.com/browse/dad844d4/terra-de-voca%C3%A7%C3%A3o-florestal-um-paradigma-alternativo-para-as-.aspx>>. Acesso em: 10 jun. 2010.

NASSAUER J. I.; OPDAM, P. Design in science: extending the landscape ecology paradigm. **Landscape ecology**, v.23, p.633-644, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in South-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Saint Louis, v.32, n.4, p.139-158, Dec. 2000.

OLIVEIRA_FRANCO, J. G. **Legislação florestal brasileira: efetividade e implicações para a agricultura familiar**. 2009. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

OPDAM, P.; Van APELDOORN, R.; SCHOTMAN, A.; KALKHOVEN, J. Population responses to landscape fragmentation. In: VOS, C. C.; OPDAM, P. (Eds.). **Landscape ecology of a stressed environment**. London: Chapman & Hall, 1993. p.147-171.

PACTO pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal [organização edição de texto: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen]. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.

PÁDUA, S. **O que é REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação) e o que pode representar para a conservação de nossas florestas?** Disponível em: <<http://www.oeco.com.br/suzana-padua/18264-oeco26975>>. Acesso 18 julho 2010.

PAGLIA, A. P. Panorama geral da fauna ameaçada de extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; SOARES MARTINS, C.; DRUMOND, G. M. (Eds.). **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo a lista das quase ameaçadas e eficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. p.17-22.

PALMEIRA, A. F. **Técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas à gestão do território do município de Paragominas** (Estado do Pará). 2004. 265f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004.

PALMEIRA, A. F.; CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. Uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para geração do mapa de vulnerabilidade à perda de solos para o município de Paragominas (Estado do Pará). In: **SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA**, 8., 2003, Manaus. CDROM.

PARANÁ. Decreto n.º 387, de 2 de março de 1999. Institui o Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente. **Atlas Gestão Ambiental**, Curitiba, PR, 3 mar. 1999. Disponível em: <http://celepar7.pr.gov.br/sia/atosnormativos/atos2/exibir_ato.asp?codAto=22>. Acesso em: 08 maio 2010.

PARANÁ. Decreto Estadual n.º 3.320, de 12 de julho de 2004. Aprova os critérios, normas, procedimentos e conceitos aplicáveis ao SISLEG-Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e áreas de preservação permanente e dá outras providências..**Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, n.6769, 12 jul. 2004. Disponível em: <<http://celepar7cta.pr.gov.br/SEEG/sumulas.nsf/2b08298abff0cc7c83257501006766d4/e023953f0702c87703256edf0053d2f9?OpenDocument>>. Acesso em: 20 jul. 2010.

PARANÁ. Decreto n.º 4.890, de 31 de maio de 2005. Dispõe sobre a Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN – como unidade de proteção integral inserida no Sistema Estadual de Unidades de Conservação, estabelece critérios e procedimentos administrativos para a sua criação e estímulos e incentivos para a sua implementação e determina outras providências. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 2005.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Avaliação ecológica rápida do corredor araucária**: Projeto Paraná Biodiversidade: Curitiba, 2006. v.1.

PARANÁ. Lei n.º 16.436, de 15 de março de 2010. Incentiva o desenvolvimento de ações de preservação ambiental pelos agricultores familiares, médio e grande produtores do Estado do Paraná. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, n.8179, 15 mar. 2010. Disponível em: <<http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=iniciarProcesso&tipoAto=1&retiraLista=true&site=1>>. Acesso em: 20 jul. 2010.

PARANÁ. **Plano de Manejo APA Serra da Esperança Paraná**, 2009.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Lista vermelha de plantas ameaçados de extinção no Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA/GTZ, 1995. 139p.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Projeto Paraná Biodiversidade**: manual operativo. Curitiba, 2001. v.1.140p.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas da vegetação do Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA, 2002. 1 CD-ROM.

PINTO, L. P.; BEDÊ, L. ; PAESE, A. ; FONSECA, M. ; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). **Biologia da conservação**: essências. Rio de Janeiro: RiMa, 2006. p.91-118.

POWELL, G. V. N.; BJORK, R. Implications of intratropical migration on reserve design: a case study using *Pharomachrus mocinno*. **Conservation Biology**, v.9, n.2, p.354-362, 1995.

PRIETO, P. V. **Efeitos de borda sobre o sub-bosque da Mata Atlântica de terras baixas na Reserva Biológica União**. 2008. 123p. Dissertação (Mestrado) - Escola Nacional de Botânica Tropical - JBRJ, Rio de Janeiro, 2008.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

QUINTELA, C. E. An S.O.S. for Brazil's beleaguered Atlantic Forest. **Nature Conservancy Magazine**, v.40, n.2, p.14-19, 1990.

RAMOS, A. (Ed.). **Diccionario de la naturaleza**: hombre, ecología, paisaje. Madrid, España: Espasa-Calpe, 1987. 1016p.

REGIONAL analysis of geographic priorities for biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean. Washington, DC: Biodiversity Support Program, 1995. 140p. Disponível em: <http://www.worldwildlife.org/bsp/publications/lac/regional_analysis/regional.html>. Acesso em: 25 maio 2005.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v.1, n.1, p.28-36 e p.85-92, 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1141-1153. 2009.

RODERJAN, C. V. **O gradiente Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro Anhangava, Quatro-Barras, PR**: aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos. 1994. 119f. Tese (Doutorado) - Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Meio Ambiente**, v.24, p.75-92, jan./jun. 2002.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F. As regiões fitogeográficas do estado do Paraná. **Acta Forestalia Brasiliensis**, Brasília, DF, n.1, p.3-7, 1993.

RODRIGUES, E. Efeito de borda em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade**, v.1, p.1-5, 1998.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 248 p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, 1242-1251, 2009.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 8, p. 63-74, 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia**: ambiente e planejamento. 4 ed. São Paulo: Contexto, 1997.

SÁ VOLATÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial**: Métricas do Fragstats. São José dos Campos: INPE, 1998.

SANDERSON, J.; ALGER, K.; FONSECA, G. A. B.; GALINDO-LEAL, C.; INCHAUSTY, V. H.; MORRISON, K. **Biodiversity conservation corridors**: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes. Washington, DC: Conservation International, 2003.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; SANTOS, M. N. Estado quanti-qualitativo das áreas de preservação permanente ao longo dos rios no Estado do Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE O BIOMA MATA ATLÂNTICA, 1., 2005, Viçosa. **Anais...** Viçosa - MG, 2005.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. The role of corridor in conservation: what do we know and where do we go? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature conservation 2**: the role corridors. Chipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p.421-427.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v.5, n.1, p.18-35, mar. 1991.

SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. Introduction: The value of forest patches. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington DC: Island Press, 1996, p.15-35.

SEMA. Resolução conjunta SEMA IAP n.º 005/2009. Estabelece e define o mapeamento das Áreas Estratégicas para a Conservação e a Recuperação da Biodiversidade no Estado do Paraná e dá outras providências. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_IAP_05_2009_AREAS_PRIORITARAS.pdf>. Acesso em: 23 maio 2010.

SHAFFER, C. L. **Nature Reserves**: Island Theory and Conservation Practice. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990.

SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **State of the Hotspots**: The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook, Washington, DC: Island Press, 2003. p.43-59.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v.404, p.72-73, 2000.

SIQUEIRA, L. P.; MESQUITA, C. A. B. **Meu pé de Mata Atlântica**: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central. Rio de Janeiro: Ed. Instituto BioAtlântica, 2007.

SONDA, C. A cobertura florestal nas explorações agrícolas: quem tem e quem não tem floresta. **Análise Conjuntural**, v.18, n.11-12, p.25-27, nov./dez. 1996.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. **Nature Conservation 2**: the role of corridors. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1991. p.3-8.

SPÖRL C.; ROSS J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP. Espaço e Tempo**, São Paulo, n.15. p.39-49, 2004.

SPVS - Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. Disponível em: <<http://www.spvs.org.br/principal/index.php>>. Acesso em: 10 mar. 2010

STRAUBE, F.C. Mata ou Floresta? **Atualidades Ornitológicas**, v.128, p.29, 2005.

STRITTHOLT, J. R.; BOERNER, R. E. J. Applying biodiversity gap analysis in natural reserve design for the edge of Appalachia Ohio (USA). **Conservation Biology**, v.9, p.1492-1505, 1995.

SUTHERST, R. W. Climate Change and Invasive Species: a Conceptual Framework. In: MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive species in a changing world**. Washington, DC: Island Press, 2000. p.211-240.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da Pesquisa sobre fragmentação aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.1, n.1, 2005.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Atlantic montane forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Holanda, v.91, n.1, p.119-127, 1999.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v.68, p.571-573, 1993.

TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S. ; FREITAS, S. R. ; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v.257, 1219-1230, 2009.

TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORRROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Florida, v.99, n.20, p.12923-12926, 2002.

THOMAS, W. W.,; CARVALHO A. M. V.; AMORIM A. M. A.; GARRISON J.; ARBELÁEZ A. L. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.311-322, 1998.

THORNE, J. F. Landscape ecology. In: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis: University of Minnesota Press, 1993. p.23-42.

TNC - THE NATURE CONSERVANCY. **Relatório técnico para projetos de carbono**. Comunicação pessoal, 2010.

TOSSULINO, M. G. P.; MUCHAILH, M. C.; CAMPOS, J. B. Recategorização de Unidades de Conservação no Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 2004. p.691-700.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: FIBGE, 1977.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209, 1996.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v.11, n.8, p.330-333, 1996.

TURNER, S. J. Scale, observation and measurement: critical choice for biodiversityreseach. In: BOYLE, T. J. B.; BOONTAWEE, B. **Measuring adn monitoring biodiversity in tropical and temperate forest**. Proceedings of a IUFRO symposiumheld at Chiang Mai, Thayland. Malasia: CIFOR, 1995. p.97-111.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão, 1990. p.50-53.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p.151-167.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist Forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.351-365.

VIDOLIN, G. P. **Análise da estrutura da paisagem como subsídio para o planejamento estratégico de conservação da Anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e do Queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) em remanescentes da floresta com Araucária**. 2009. 129p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAWRENCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p.3-12.

WIENS, J. A. **The ecology of bird communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

YOUNG, C. E. F. Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic forest of Brazil. In GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p.103-117.

DOCUMENTOS CONSULTADOS

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. SEMINÁRIO SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS, 2., 2004, Brasília. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br>>. Acesso em: 05 out. 2004.`

FRANCO, J. G. O. **Direito ambiental - matas ciliares**: conteúdo jurídico e biodiversidade. Curitiba: Juruá, 2005. v.1. 192p.

GUBERT, F. A.; OLIVEIRA, J. C. Proposta do Sistema Estadual de Unidades de Conservação e Áreas de uso Regulamentado. In: CONGRESSO FLORESTAL E DO MEIO AMBIENTE DO PARANÁ, 3., 1991, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Associação Paranaense de Engenheiros Florestais, 1991.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p.27-31.

LIMA, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.33-44.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Primeiro relatório nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica**: Brasil. Brasília: MMA, 1998.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; ISA - INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade na Amazônia brasileira**. Brasília: SBF/MMA, 2001. 144p. CD-ROM.

RELATÓRIO TÉCNICO. **Conservação e uso sustentável do bioma floresta com Araucária no Paraná**: propostas de políticas públicas. Local: Estância Betania – Curitiba/PR, 14 e 15 de março de 2002.

ROCHA, C. H. **Ecologia da paisagem e manejo sustentável em bacias hidrográficas**: estudo do rio Jorge nos Campos Gerais do Paraná. 1995. 176f. Dissertação (Mestrado) - Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1995.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí**, SP. 2001. 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VASHCHENKO, Y. **Caracterização da trilha e o impacto do montanhismo nos picos Camapuã e Tucum – Campina Grande do Sul – PR**. 2006. 96f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

VASHCHENKO, Y.; FAVARETTO, N.; BIONDI, D. Fragilidade ambiental nos picos Camacuã, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. **Floresta**, v.37, p.201-215, 2007.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Seletividade de habitats por tapirus terrestres e tayassu pecari na Floresta com Araucária. **Scientia Forestalis** (IPEF), v.37, p.447-458, 2009.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A.; MACHADO, A. Padrões de deslocamento da anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e do queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) no corredor ecológico araucária. **Cadernos da Biodiversidade** (Maringá), v.6, p.12-21, 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE 1
DEFINIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE POTENCIAL CALCULADAS
PELO MÉTODO II - SOMA SIMPLES DE ESCORES

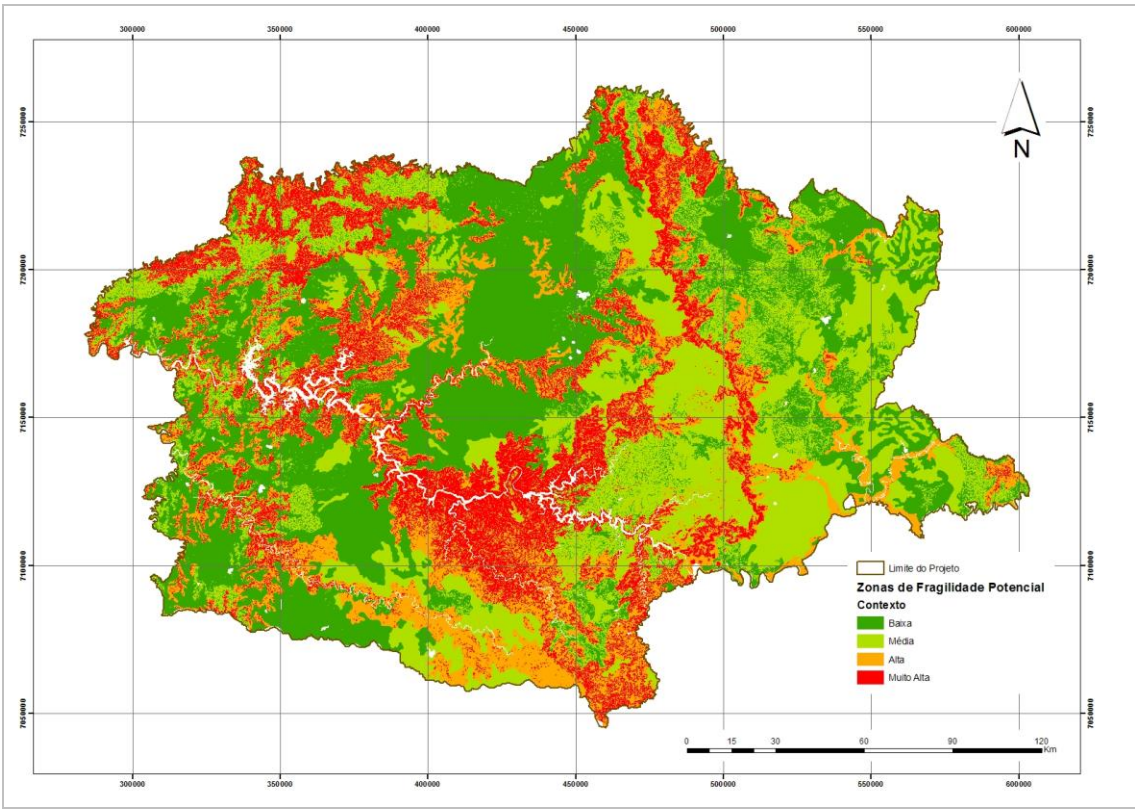
- a) Primeiramente, somando-se os escores dos critérios declividade e solos, e posteriormente somando-se o critério altitude

TIPO SOLO	ESCORE	CLASSES DE DECLIVIDADE (%)				
		0-6	6-12	12-20	20-30	>30%
		ESCORE DE DECLIVIDADE				
		1	1,5	2	2,5	4
	ESCORE SOLOS	CRUZAMENTO DOS ESCORES				
Latossolos Vermelhos Distroférrico Latossolos Vermelhos Distróficos Latossolos Vermelhos Eutroférricos	1	1 - 1	1-1,5	1- 2	1 - 2,5	1- 4
Escore Final		2 B	2,5 B	3 B	3,5 M	5 A
Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos Nitossolos Háplicos Alumínicos Nitossolos Háplicos Distróficos Nitossolos Háplicos Eutróficos Nitossolos Háplicos Eutroférricos Nitossolos Háplicos Distroférricos	2	2-1	2-1,5	2-2	2- 2,5	2-4
Escore Final		3 M	3,5 M	4 M	4,5 M	6 MA
Cambissolos Háplicos Alumínicos Cambissolos Háplicos Tb Distróficos Cambissolos Húmicos Alumínicos Cambissolos Húmicos Distróficos	2,5	2,5- 1	2,5-1,5	2,5-2	2,5-2,5	2,5- 4
Escore Final		3,5 M	4 M	4,5 M	5 A	6,5 MA
Gleissolos Háplicos Gleissolos Melânicos Neossolos Litólicos Distróficos Neossolos Litólicos Eutróficos Neossolos Litólicos Húmicos	4	4-1	4-1,5	4-2	4-2,5	4-3
Escore Final		5 A	5,5 A	6 MA	6,5 MA	7 MA

NOTA: B: Baixa fragilidade; M: Média fragilidade; A: Alta fragilidade; MA: Muito alta fragilidade.

FRAGILIDADE POTENCIAL PARCIAL (SOLOS E DECLIVIDADE) MÉTODO II

ESCORE	FRAGILIDADE POTENCIAL	LEGENDA MAPA
2	Baixa	B
2,5	Baixa	B
3	Baixa	B
3,5	Média	M
4	Média	M
4,5	Média	M
5	Alta	A
5,5	Alta	A
6	Muito alta	MA
6,5	Muito alta	MA
7	Muito alta	MA



FRAGILIDADE POTENCIAL PARCIAL MÉTODO II
 FONTE: Adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

RESULTADO DE ÁREA POR GRAUS DE FRAGILIDADE PARCIAL -
 CRITÉRIOS PEDOLOGIA + DECLIVIDADE - **MÉTODO II**

FRAGILIDADE POTENCIAL 1	ÁREA (ha)	%
Baixa	1.385.805	34,52
Média	1.113.303	27,73
Alta	763.141	19,01
Muito alta	670.464	16,70
Não classificada	81.818	2,04
TOTAL	4.014.531,06	100,00

b) Inclusão do critério altitude - método II

CRUZAMENTO (SOLOS E DECLIVIDADE) COM ALTITUDE MÉTODO II

ESCORE ZFP2(A)	ESCORE F.ALTITUDE		
	0 - 800m	800-1100	>1100m
2	1 = 3	2 = 4	5 = 7
2,5	1 = 3,5	2 = 4,5	5=7,5
3	1= 4	2=5	5=8
3,5	1=4,5	2=5,5	5=8,5
4	1=5	2=6	5=9
4,5	1=5,5	2=6,5	5=9,5
5	1=6	2=7	5=10
5,5	1=6,5	2=7,5	5=10,5
6	1=7	2=8	5=11
6,5	1=7,5	2=8,5	5=11,5
7	1=8	2=9	5=12

CLASSES DA FRAGILIDADE POTENCIAL MÉTODO II

CLASSE	ESCORE FINAL	GRAU FRAGILIDADE POTENCIAL
01	3	BAIXA
02	3,5	
03	4	
04	4,5	
05	5	MÉDIA
06	5,5	
07	6	
08	6,5	
09	7	ALTA
10	7,5	
11	8	
12	8,5	
13	9	MUITO ALTA
14	9,5	
15	10	
16	10,5	
17	11	
18	12	

ESCORES FINAL FRAGILIDADE ASPECTOS ABIÓTICOS MÉTODO II
(Solos+Declividade+Altitude)

FRAGILIDADE	VARIAÇÃO DO ESCORE	
Baixa	3	4,9
Média	5	6,9
Alta	7	9,5
Muito alta	9,5	12

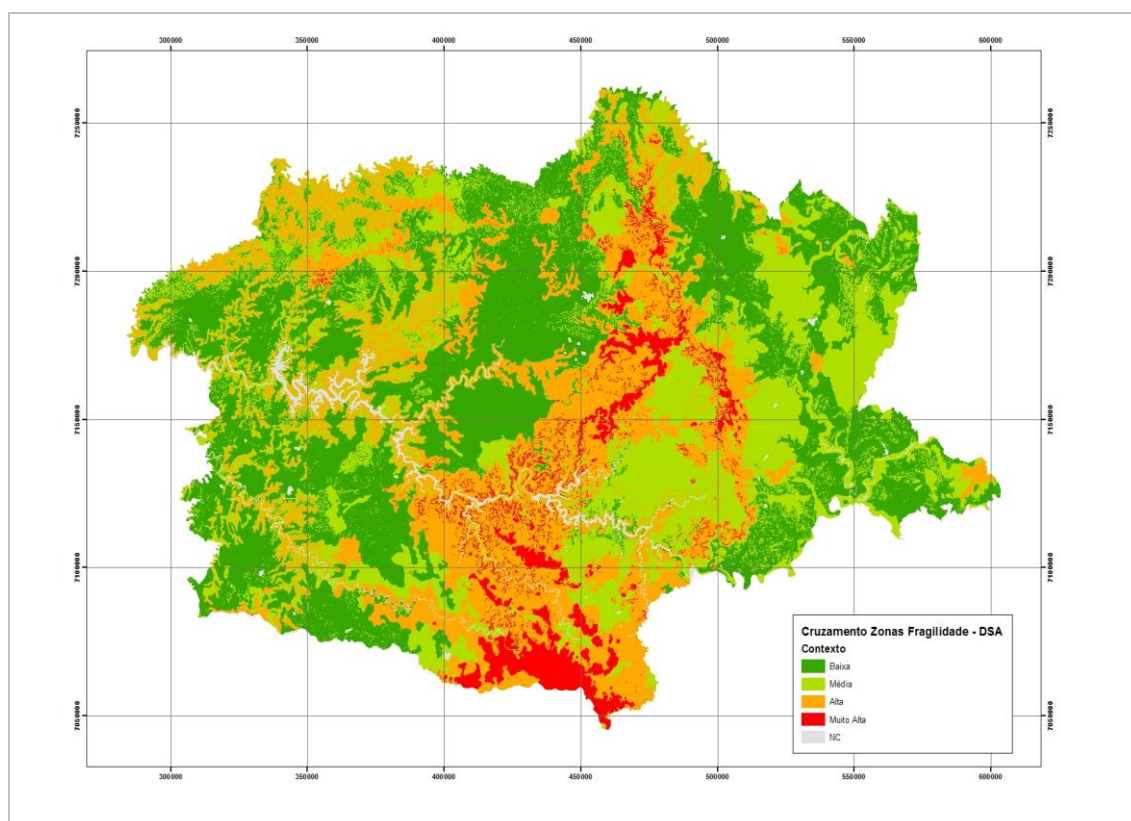
RESULTADOS MÉTODO II

QUADRO RESUMO DOS PORCENTUAIS DE ÁREA POR CLASSE DE FRAGILIDADE, CONFORME CRUZAMENTO SIMPLES (MÉTODO II) DE 3 CRITÉRIOS ABIÓTICOS

FRAGILIDADE	DECLIVIDADE (%)	PEDOLOGIA (%)	PEDOL+DECLIV. (%)	ALTITUDE (%)	FINAL (%)
Muito baixa	38,08	0	0	0	0
Baixa	33,86	26,71	26,71	43,16	36
Média	18,65	18,44	18,44	48,14	30
Alta	7,24	17,27	17,27	0	27
Muito alta	2,17	35,58	35,58	8,7	5
Subtotal classificado	100	98	98	100	98
NC*	-	2	2	-	2
TOTAL	100	100		100	100

ÁREAS CONFORME GRAUS DE FRAGILIDADE POTENCIAL ABIÓTICA
MÉTODO II (3 critérios)

FRAGILIDADE POTENCIAL 2	ÁREA	
	ha	%
Baixa	1.435.587	35,76
Média	1.194.062	29,74
Alta	1.103.519	27,49
Muito alta	200.552	5,00
Classificada	3.933.720	97,99
NC	80.811,06	2,01
TOTAL	4.014.531,06	100,00



FRAGILIDADE POTENCIAL FINAL DO MÉTODO II -

FONTE: Adaptado de mapeamento realizado pelo INPE/SOS Mata Atlântica (2008)

APÊNDICE 2

TABELA FINAL MÉTODO III EM CORES

DECLIV	PEDOL	ALT	SOMA	SOMA QUAD.
1	1	1	3	3
1	1	2	4	6
1	1	2	4	6
1	1	4	6	18
1	2	1	4	6
1	2	2	5	9
1	2	2	5	9
1	2	4	7	21
1	2,5	1	4,5	8,25
1	2,5	2	5,5	11,25
1	2,5	2	5,5	11,25
1	2,5	4	7,5	23,25
1	4	1	6	18
1	4	2	7	21
1	4	2	7	21
1	4	4	9	33
2	1	1	4	6
2	1	2	5	9
2	1	2	5	9
2	1	4	7	21
2	2	1	5	9
2	2	2	6	12
2	2	2	6	12
2	2	4	8	24
2	2,5	1	5,5	11,25
2	2,5	2	6,5	14,25
2	2,5	2	6,5	14,25
2	2,5	4	8,5	26,25
2	4	1	7	21
2	4	2	8	24
2	4	2	8	24
2	4	4	10	36
2,5	1	1	4,5	8,25
2,5	1	2	5,5	11,25
2,5	1	2	5,5	11,25
2,5	1	4	7,5	23,25
2,5	2	1	5,5	11,25
2,5	2	2	6,5	14,25
2,5	2	2	6,5	14,25
2,5	2	4	8,5	26,25
2,5	2,5	1	6	13,5
2,5	2,5	2	7	16,5
2,5	2,5	2	7	16,5
2,5	2,5	4	9	28,5
2,5	4	1	7,5	23,25
2,5	4	2	8,5	26,25
2,5	4	2	8,5	26,25
2,5	4	4	10,5	38,25
4	1	1	6	18
4	1	2	7	21
4	1	2	7	21
4	1	4	9	33
4	2	1	7	21
4	2	2	8	24
4	2	2	8	24
4	2	4	10	36
4	2,5	1	7,5	23,25
4	2,5	2	8,5	26,25
4	2,5	2	8,5	26,25
4	2,5	4	10,5	38,25
4	4	1	9	33
4	4	2	10	36
4	4	2	10	36
4	4	4	12	48

APÊNDICE 3

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CONFORME SNUC

ÁREAS PROTEGIDAS	N.º	ÁREA (ha)
Federais e estaduais		
Proteção integral	8	36583,49
Uso sustentável	6	210411,57
Subtotal 1	14	246995,06
Áreas indígenas	5	55227,16
RPPNS	18	5403,05
TOTAL DE ÁREAS PROTEGIDAS	37	307.625,27

APÊNDICE 4

MINUTA DE PROJETO DE LEI ESTADUAL PARA PSB

PAGAMENTOS POR SERVIÇOS DA BIODIVERSIDADE LEI ESTADUAL N.º , DE XX DE JANEIRO DE 2011

Dispõe sobre o pagamento por Serviços da biodiversidade (PSB) prestados por propriedades rurais no Estado do Paraná e dá outras providências

O GOVERNADOR DO ESTADO DO PARANÁ, no uso das atribuições que lhe são conferidas pelo inciso V do artigo 87 da Constituição Estadual de 1989, e considerando:

- 1) os compromissos internacionais assumidos pelo Brasil ao assinar a Convenção sobre Diversidade Biológica - CDB, durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento - CNUMAD, em 1992, a qual foi aprovada pelo Decreto Legislativo n.º 2, de 3 de fevereiro de 1994 e promulgada pelo Decreto federal n.º 2.519, de 16 de março de 1998;
- 2) a implementação da Política Nacional da Biodiversidade, observados os princípios e diretrizes estabelecidos no Decreto federal n.º 4.339, de 22 de agosto de 2002 e normas decorrentes;
- 3) as disposições do Artigo 23, incisos III e VII; do Artigo 24, incisos VI e VII e art. 225, § 1.º, incisos I, III e VII, todos da Constituição brasileira de 1988;
- 4) o dever do Estado em incentivar atividades privadas de conservação ambiental, conforme disposto no art. 207, § 1.º, inciso XVIII, da Constituição do Paraná de 1989;
- 5) o artigo 103 da Lei 8171, de 17 de janeiro de 1991 que prevê que o Poder Público, através dos órgãos competentes, concederá incentivos especiais ao proprietário rural que preservar e conservar a cobertura florestal nativa existente na propriedade; recuperar com espécies nativas ou ecologicamente adaptadas as áreas já devastadas de sua propriedade; sofrer limitação ou restrição no uso de recursos naturais existentes na sua propriedade, para fins de proteção dos ecossistemas, mediante ato do órgão competente, federal ou estadual.
- 6) a Lei estadual n.º 10.066, de 27 de julho de 1992 com as alterações posteriores, que cria a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - SEMA e o Instituto Ambiental do Paraná - IAP e o seu Regulamento, aprovado pelo Decreto n.º 1.502, de 04 de agosto de 1992, com alterações posteriores;
- 7) a necessidade de proteger emergencialmente os remanescentes de vegetação nativa com especial ênfase aos que se encontram sob dominialidade privada;
- 8) a importância do reconhecimento aos produtores rurais que preservam/conservam os últimos remanescentes de vegetação nativa no Estado do Paraná;

- 9) que para a FAO (2009), o pagamento por serviços ambientais representa uma ligação entre o desenvolvimento da agricultura e a redução da pobreza, tendo em vista que essas mudanças podem fortalecer a qualidade dos recursos naturais manejados pelas populações locais e melhorar o meio ambiente local e global.
- 10) a necessidade de se fomentar novos instrumentos, que possibilitem criar novas alternativas para a preservação de áreas naturais.

DECRETA:

Art. 1.º Fica criado o Programa Estadual de Pagamentos por Serviços da Biodiversidade - PSB, que visa realizar pagamentos como incentivo monetário para produtores e proprietários rurais que possuam áreas naturais preservadas que prestem serviços, relativos à conservação da biodiversidade, no Bioma Mata Atlântica e Cerrado, no Estado do Paraná.

§ 1.º Para os fins desta Lei, consideram-se serviços da biodiversidade, como as funções imprescindíveis prestadas pelos ecossistemas naturais bem conservados para a manutenção das condições ambientais adequadas à vida humana na Terra; funções estas que podem ser restabelecidas, recuperadas, mantidas e melhoradas pelos produtores e proprietários rurais, para efeito do pagamento previsto nesta lei, podendo constituir as seguintes modalidades: provisão (alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos, recursos genéticos); regulação (climática, de doenças, biológica, e purificação de água, controle de danos naturais, polinização); culturais (ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração, educacional, senso de localização, herança cultural), e de suporte (formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes).

§ 2.º Entende-se como pagamento por serviços da biodiversidade – PSB, a transação contratual na qual um beneficiário ou usuário do serviço ambiental, transfere a um provedor de serviços, recursos financeiros ou outras formas de remuneração, nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais pertinentes.

§ 3.º Entende-se por pagador de serviços da biodiversidade, a pessoa física ou jurídica, pública ou privada, que se encontrar na condição de beneficiário ou usuário de serviços da biodiversidade, em nome próprio ou de uma coletividade.

§ 4.º Entende-se por provedor de serviços da biodiversidade, todo produtor e proprietário rural, pessoa física ou jurídica que, preenchidos os critérios de elegibilidade definidos nesta Lei, preservam, melhoram e/ou recuperam os ecossistemas naturais que prestam os serviços ambientais, relativos à conservação da biodiversidade.

Art. 2.º A forma de pagamento por serviços da biodiversidade pode ser direta ou através de editais do Fundo Estadual do Meio Ambiente, assim definidos:

- I - pagamento direto se refere à transferência voluntária de valores financeiros do beneficiário-pagador, público ou privado, diretamente ao provedor de serviços da biodiversidade efetivamente providos, quando este atender a critérios e regras de provimento estabelecido pelo Poder Público, obedecido ao que dispõe esta Lei ou a legislações afins;
- II - os recursos do Fundo Estadual do Meio Ambiente serão acessados através de projetos apresentados em respostas a Editais, observadas as normas pertinentes.

Art. 3.º Estarão aptos aos benefícios desta Lei os produtores rurais cujas matrículas dos imóveis tenham as áreas de reserva legal e as áreas de preservação permanente devidamente cadastradas no SISLEG, conforme a Lei 4771/65 (Código Florestal) e Decreto Estadual 387/99 e Decreto Estadual 3320/04 (SISLEG).

§ 1.º Serão considerados para efeito dos benefícios desta Lei os posseiros que mantenham posse justa, mansa e pacífica.

§ 2.º Os produtores rurais podem pleitear a participação voluntária no Programa, mediante o atendimento dos critérios estabelecidos, por meio de requerimento formal de inserção no Cadastro de Propriedades Habilitadas ao PSB junto ao Instituto Ambiental do Paraná, que prestará serviço público gratuito.

Art. 4.º O Cadastro de Propriedades Habilitadas ao PSB – CPH é de domínio público e poderá ser operado por entidades da sociedade civil sem fins lucrativos, instituições públicas e privadas, empresas privadas, nacionais ou internacionais, em parceria ou individualmente, nas formas definidas no Artigo 2º desta Lei.

Art. 5.º O IAP adotará os procedimentos técnicos e legais para qualificar as propriedades habilitadas a tomar parte do Programa de Pagamentos por Serviços da biodiversidade, após solicitação voluntária de seu proprietário, mantendo organizado o respectivo Cadastro.

§ 1.º O IAP estabelecerá as normas procedimentais para o trâmite da habilitação dos imóveis no Programa e para o funcionamento e acesso ao Cadastro.

Art. 6.º São critérios de elegibilidade, para os efeitos desta Lei:

- I - Remanescentes de vegetação nativa excedentes de reserva legal e de áreas de preservação permanente, caracterizados como áreas naturais primárias ou secundárias em estágio médio ou avançado de sucessão vegetal, em propriedades rurais situadas nas Áreas Estratégicas para a Conservação da Biodiversidade no Estado do Paraná, conforme resolução conjunta SEMA/IAP nº 005/2009.
- II - Excepcionalmente, excedentes de reserva legal em estágio inicial ou em recuperação poderão ser inseridos no programa, desde que possuam potencial de conectividade com outros fragmentos de áreas naturais, inseridas nas Áreas Estratégicas para a Conservação da Biodiversidade, definidas na resolução conjunta SEMA/IAP nº 005/2009. E, no caso das áreas em recuperação, mediante compromisso formal de restauração dessas, com processo de pagamento em escalonamento, conforme definido em regulamento
- III - Áreas de reserva legal em propriedades ou posses rurais, caracterizadas como agricultura familiar, exclusivamente com remanescentes de vegetação nativa e não manejada, dentro das áreas estratégicas para a Conservação da Biodiversidade.
- VI) Fragmentos de áreas naturais de excepcional relevância ecológica, situada fora das Áreas Estratégicas para a Conservação da Biodiversidade, poderão ser inseridas no programa, mediante laudo comprobatório dessa condição atestado pelo IAP.

Art. 7.º Para efeito dos benefícios desta Lei serão priorizadas as regiões fitogeográficas do Estado do Paraná com maior pressão de uso dos recursos naturais, as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), as áreas localizadas nos entornos de Unidades de Conservação de proteção integral e as áreas inseridas dentro de Áreas de Proteção Ambiental, integrantes do cadastro estadual de unidades de conservação do IAP.

Art. 8.º O Fundo Estadual do Meio Ambiente manterá uma carteira com conta específica para o Programa de Pagamentos por Serviços da biodiversidade.

§ 1.º Os recursos que comporão a carteira de PSB serão originados, dentre outras fontes, de:

- I - créditos de carbono do mercado regulado ou do mercado voluntário;
- II - dotações orçamentárias e demais disponibilidades monetárias oriundas de receitas públicas;
- III - recursos da Dívida Ativa Estadual, em especial os de cobrança de penalidades ambientais;
- IV - transferências, doações, legados e congêneres;
- V - bens móveis e imóveis e rendas de aplicações de qualquer natureza;
- VI - recursos decorrentes de acordos, convênios, parcerias, ajustes e contratos firmados com organismos públicos e entidades privadas e do terceiro setor, nacionais, estrangeiras ou internacionais e agências bilaterais ou multilaterais de cooperação internacional.
- VII - recursos decorrentes da cobrança pelo uso da água, de acordo com a Lei Federal 9433/1997, respeitadas as determinações dos Comitês de Bacia; e da compensação financeira por áreas alagadas pelo setor elétrico, de acordo com a Lei Federal 9984/2000, respeitadas as determinações dos municípios;
- VIII - fundos criados especialmente para serviços ambientais e da biodiversidade (conforme fundo nacional da Cultura – Lei Rouanet)

§ 2.º A aplicação dos recursos do Programa será auditada por Auditoria independente anualmente ou sempre que requerido pelo colegiado referido no art. 12º desta Lei.

Art. 9.º Os editais para a aplicação dos recursos serão elaborados de forma a atender prioritariamente as regiões fitogeográficas mais ameaçadas no Paraná, na seguinte ordem de prioridade: As propriedades contidas na região da Floresta Ombrófila Mista e ecossistemas associados, como o campo nativo; sequencialmente serão incorporadas as propriedades contidas em áreas de Cerrado; na Floresta Estacional Semidecidual; e, posteriormente, na Floresta Ombrófila Densa.

Parágrafo único. As propriedades estarão habilitadas, desde que atendidos os critérios de elegibilidade, contidos no Art. 6.º da presente Lei.

Art. 10. O valor para pagamento pela prestação de serviços da biodiversidade definido por hectare por ano, relativo aos serviços prestados pela cobertura nativa nas modalidades fixadas nos incisos I, II, III e IV do artigo 6.º desta Lei.

Parágrafo único. O valor do pagamento e os critérios para que as áreas com cobertura nativa sejam caracterizadas como prestadoras de serviços da biodiversidade em cada uma das modalidades a que se referem os incisos I, II, III e IV do artigo 6.º desta Lei serão fixados por legislação complementar, e se darão em função de critérios quantitativos e qualitativos baseados no tamanho da propriedade, área com cobertura vegetal original preservada, qualidade biótica do remanescente preservado, região fitogeográfica onde o imóvel está inserido.

Art. 11. O Programa Estadual de Pagamento por Serviços da biodiversidade será gerido por uma unidade gestora, denominada Comitê Executivo e por uma unidade de avaliação das propostas, denominada Comitê Técnico. Os dois comitês atuarão conectados, sendo atribuição direta do Comitê Executivo atuar como gestor do processo e do Comitê Técnico deliberar a partir das demandas do Comitê Executivo.

§ 2.º O Comitê Executivo contará com o apoio de especialistas ou organizações que terão a tarefa de complementar seu esforço no tocante à definição de prioridades regionais de conservação, conectando as áreas correspondentes ao Programa Estadual de Pagamento por Serviços da biodiversidade. O grupo de apoio será formado por especialistas ou organizações com atuação direcionada ao tema conservação da biodiversidade (sete representantes) e deverá ser acionada pelo Comitê Executivo quando necessário.

§ 3.º Em sua tarefa de gerir o Programa Estadual de Pagamento por Serviços da biodiversidade, o Comitê Executivo elaborará um regimento interno, que regulamentará entre outros, o funcionamento do Programa por meio de editais a serem disponibilizados para proprietários interessados em ingressar no Programa.

§ 4.º Caberá ainda ao Comitê Executivo, estruturar equipe de monitoramento em campo de todas as propriedades participantes do programa, estruturando uma equipe técnica especificamente designada para essa função.

§ 6.º O Comitê Técnico atuará a partir do acionamento do Comitê Executivo. Tem a função primária de analisar as propostas de pagamento por serviços da biodiversidade advindas dos editais executados pelo Comitê Executivo e deliberar favorável ou não a cada uma delas. Será operacionalizado por meio de consultores voluntários ad hoc.

§ 7.º Em sua tarefa de apoiar a implementação do Programa Estadual de Pagamento por Serviços da biodiversidade, o Comitê Técnico elaborará um regimento interno, que regulamentará entre outros, o regimento para a deliberação favorável aos proprietários interessados em participar do Programa, tendo como base os critérios de áreas prioritárias à manutenção da biodiversidade.

§ 8.º O IAP criará as condições para o pleno funcionamento dos comitês executivo e técnico.

Art. 12. A SEMA conjuntamente com o IAP estabelecerão as normas complementares que se fizerem necessárias à implantação da presente Lei num prazo de 60 dias.

Art. 13. Esta Lei entra em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Curitiba, de xx de 2011.

Governador do Estado do Paraná

Secretário de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

APÊNDICE 5
COMPOSIÇÃO DE CÁLCULO PARA PAGAMENTO
POR SERVIÇOS DA BIODIVERSIDADE – PSB

1. FATOR DE IMPORTÂNCIA DA REGIÃO FITOGEOGRÁFICA – FRF (onde o fragmento está inserido)

REGIÃO FITOGEOGRÁFICA	PRIORIDADE	FRF
Floresta Ombrófila Mista	01	10
Estepe (Campo)	02	7
Floresta Estacional Semidecidual	03	5
Floresta Ombrófila Densa	04	4

2. ÍNDICE DE VALOR DO FRAGMENTO PARA A BIODIVERSIDADE - IVF

Considera variáveis em níveis conforme a pontuação do quadro a seguir.
 Este índice pode variar de 84 a 250 (41,5 intervalo).

3. ÍNDICE DE VALOR DE BIODIVERSIDADE POR FRAGMENTO - IBF

$$\text{IBF} = \text{FRF} \times \text{IVF} / 1000$$

$$\text{Valor Máximo } 250 \times 10 = 2500 / 1000 = 2,5$$

$$\text{Valor Mínimo } 84 \times 4 = 336 / 1000 = 0,336$$

2. ÍNDICE DE VALOR DO FRAGMENTO PARA A BIODIVERSIDADE - IVF

CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO PSB	SUBCOMPONENTE	VARIÁVEIS	IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE 1 A 3 (MAIS IMPORTANTE)	PESO 10	PESO 7	PESO 4	PESO 3	OBJETIVO
A) Tamanho propriedade		Área total da propriedade	3	Até 30 ha	30 a 100 ha	Maior 100 ha		Maior valorização dos pequenos proprietários
B) Representatividade da amostra remanescente		Área total do remanescente florestal	3	>1000 ha	1000 a 250 ha	50 a 250 ha	Até 50	Valorização dos maiores fragmentos
		Área de excedente de RL E APP	3	>100 ha	51-99,9 ha	10-50 ha	Até 9.9 ha	Valorização dos maiores excedentes
C) Valoração da biodiversidade (qualidade)	c1) Localização	Situados em Áreas Prioritárias para conectividade	2	Alto Potencial de Conectivid.	Médio Potencial de Conectivid.	Baixo Potencial de Conectivid.	-	Valorização do potencial de conexão
-	C2) Qualidade flora	Estágio Suscecional predominante (do excedente)	3	Primário – Avançado	Secundário médio	Secundário Inicial Somente para áreas com alto potencial de conectividade	-	Valorização de estágios avançados
-		Presença espécies Ameaçadas de Extinção	1	Mais de uma espécie	Uma sp.	-	-	Valorização espécies ameaçadas
-		Regeneração Natural	3	ÓTIMA	MÉDIA	BAIXA	-	Valorização de regeneração natural
-	c4) Qualidade fauna	Presença espécies Endêmicas	2	Sim	-	-	-	Valorização espécies endêmicas
-		Presença espécies Ameaçadas de Extinção	3	Mais de uma espécie ameaçada	Pelo menos uma espécie	sem	-	Valorização espécies ameaçadas
D) Valoração do grau de fragilidade do meio abiótico	d) Grau de fragilidade ambiental (abiótico)	Solos altamente frágeis	1	Solos de Alta fragilidade	Solos de Média fragilidade	Solos de baixa fragilidade	-	Valorização da conservação áreas frágeis
		Relevo	1	Declividade acentuada >	-	-	-	

SIMULAÇÃO

♦ CASO 01

PROPRIEDADE COM 50 ha, na região da FOM

10 ha de Reserva Legal

7,5 ha APP

10 ha excedente de floresta em estágio avançado, com presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção

RESULTADO DA SIMULAÇÃO

- 1. FATOR DE IMPORTÂNCIA DA REGIÃO FITOGEOGRÁFICA – FRF - onde o fragmento está inserido**

$$FRF = 10 \text{ (FOM)}$$

- 2. ÍNDICE DE VALOR DO FRAGMENTO PARA A BIODIVERSIDADE - IVF**

$$IVF = \text{QUADRO 02} = IVF = 193$$

- 3. ÍNDICE DE VALOR DE BIODIVERSIDADE POR FRAGMENTO - IBF**

$$IBF = FRF \times IVF / 1000$$

$$IBF = 10 \times 193 / 1000 = 1,93$$

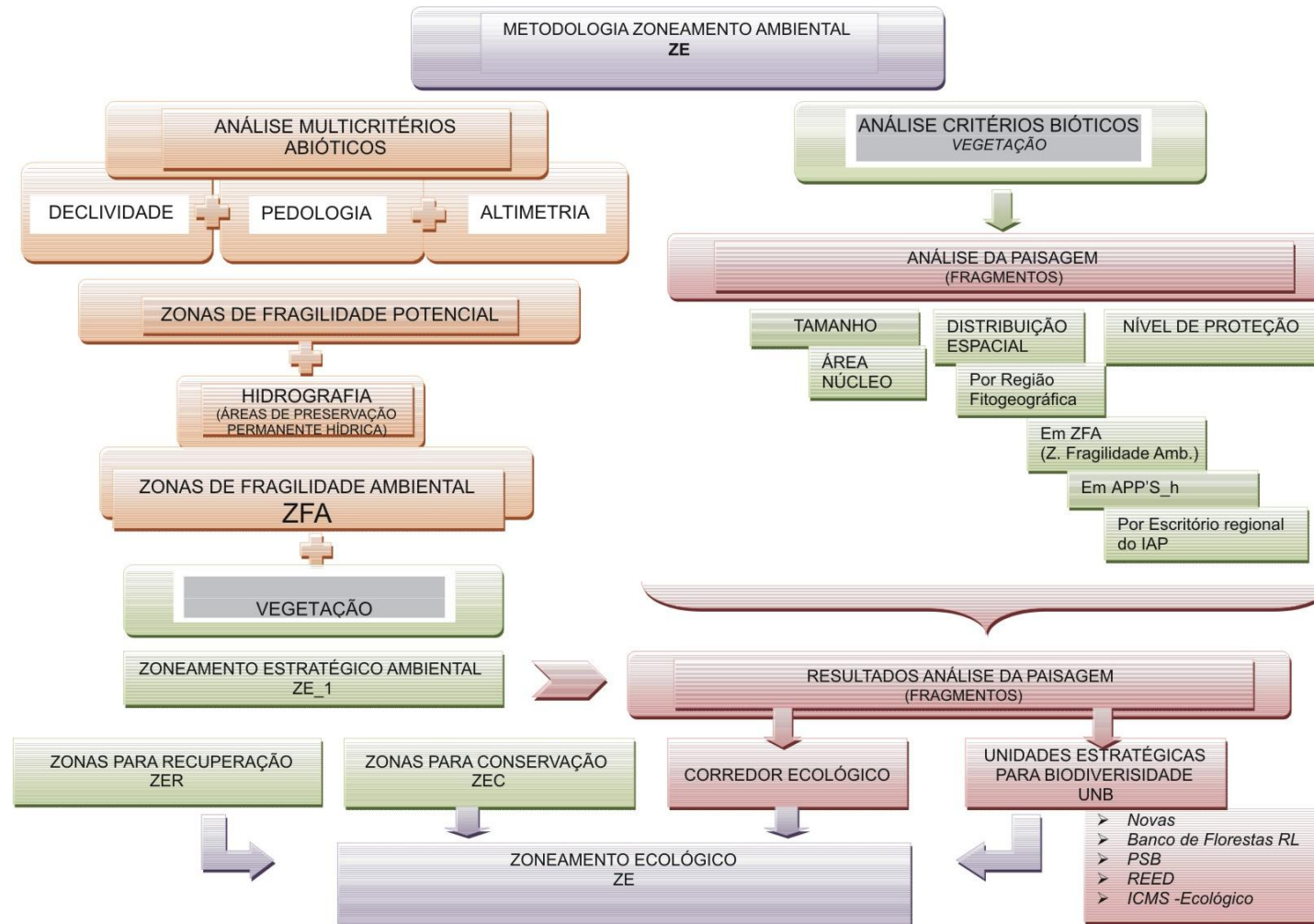
CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO PSB	SUBCOMPONENTE	VARIÁVEIS	IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE 1 A 3 (MAIS IMPORTANTE)	PESO 10	PESO 7	PESO 4	PESO 3	OBJETIVO	VALOR
A) Tamanho propriedade		Área total da propriedade	3	Até 30 ha	30 a 100 ha	Maior 100 ha	-	Maior valorização pequenos proprietá.	3 X7 = 21
B) Representatividade da amostra remanescente		Área total do remanescente florestal	3	>1000 ha	1000 a 250 ha	50 a 250 ha	Até 50	Valorização dos maiores fragmentos	3X4=12
		Área de excedente de RL E APP	3	>100 ha	51-99,9 ha	10-50 ha	Até 9.9 ha	Valorização dos maiores excedentes	3X4=12
C) Valoração da biodiversidade (qualidade)	c1) Localização	Situados em Áreas Prioritárias para conectividade	2	Alto Potencial de Conectivid.	Médio Potencial de Conectivid.	Baixo Potencial de Conectivid.	-	Valorização do potencial de conexão	2X10=20
	C2) Qualidade flora	Estágio Suscecional predominante (do excedente)	3	Primário – Avançado	Secundário médio	Secundário Inicial*	-	Valorização de estágios avançados *Somente para áreas com alto potencial de conectividade	3X10=30
		Presença espécies Ameaçadas de Extinção	1	Mais de uma espécie	Uma sp.	-	-	Valorização espécies ameaçadas	3X7=21
		Regeneração Natural	3	ÓTIMA	MÉDIA	BAIXA	-	Valorização de regeneração natural	3X7=21
	c4) Qualidade fauna	Presença espécies Endêmicas	2	Sim	-	-	-	Valorização espécies endêmicas	2X7=14
		Presença espécies Ameaçadas de Extinção	3	Mais de uma espécie ameaçada	Pelo menos uma espécie	sem	-	Valorização espécies ameaçadas	3X7=21
D) Valoração do grau de fragilidade do meio abiótico	d) Grau de fragilidade ambiental (abiótico)	Solos altamente frágeis	1	Solos de Alta fragilidade	Solos de Média fragilidade	Solos de baixa fragilidade	-	Valorização da conservação áreas frágeis	1X7=7
		Relevo	1	Declividade acentuada >30%	Declividade 12 A 30%	Declividade <12%	-		1X7=7
TOTAL									193

ÍNDICE DE IMPORTÂNCIA DO FRAGMENTO PARA A BIODIVERSIDADE
índice de biodiversidade varia entre 84 a 250 (41,5 intervalo)

Ótimo	208,8	250
Bom	167,2	208,7
Razoável	125,6	167,1
Baixo	84	125,5

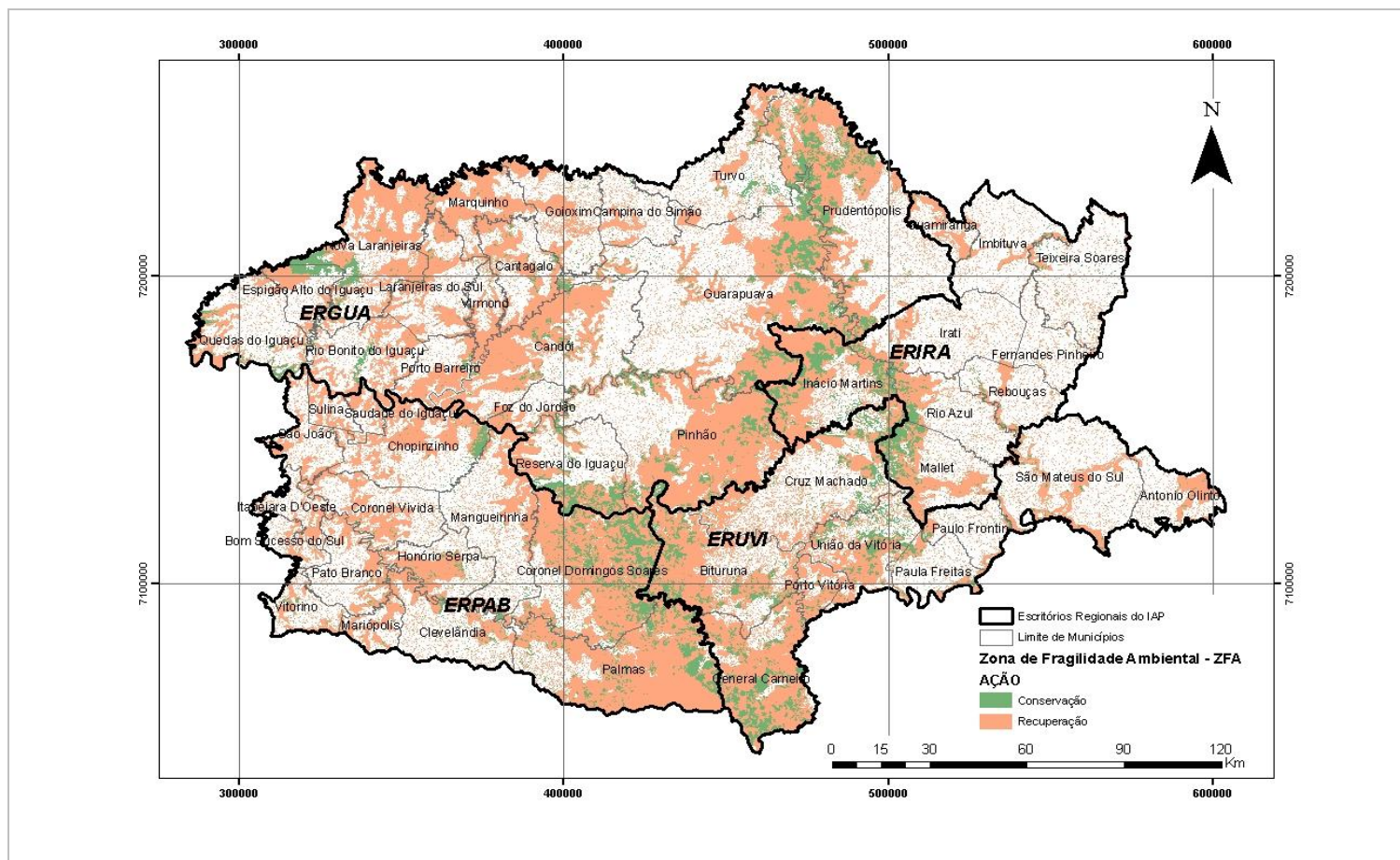
APÊNDICE 6

FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA ZONEAMENTO AMBIENTAL



APÊNDICE 7

MAPEAMENTO DO ZONEAMENTO AMBIENTAL E DIVISÃO DE MUNICÍPIOS



ANEXOS

ANEXO 1

LISTA DE MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO ESTUDO

E RESPECTIVA COBERTURA FLORESTAL

MUNICÍPIO	REMANESCENTE FLORESTAL (ha)
Guarapuava	44.394
Prudentópolis	35.078
Coronel Domingos Soares	34.782
Cruz Machado	24.516
General Carneiro	23.408
Inácio Martins	23.187
Palmas	22.933
Bituruna	21.830
Pinhão	20.114
União da Vitória	18.600
Turvo	18.345
Reserva do Iguaçu	17.682
Mallet	14.714
Teixeira Soares	12.605
São Mateus do Sul	12.208
Nova Laranjeiras	11.991
Mangueirinha	10.778
Chopinzinho	10.745
Candói	10.297
Rio Azul	9.115
Clevelândia	8.584
Quedas do Iguaçu	7.981
Espigão Alto do Iguaçu	6.599
Paula Freitas	6.318
Imbituva	6.251
Irati	6.241
Honório Serpa	5.172
Paulo Frontin	5.067
Cantagalo	4.443
Rio Bonito do Iguaçu	4.364
Rebouças	3.834
Goioxim	3.431
Antonio Olinto	3.127
Laranjeiras do Sul	3.126
Campina do Simão	3.033
Pato Branco	3.032
Fernandes Pinheiro	2.792
Coronel Vivida	2.595
Vitorino	2.430
Foz do Jordão	2.153
Porto Vitória	1.997
Porto Barreiro	1.334
Marquinho	1.238
Virmond	999
Mariópolis	756
Guamiranga	625
Bom Sucesso do Sul	415
Itapejara D'Oeste	300
Saudade do Iguaçu	227
São João	197
Sulina	33
TOTAL	496.017

FONTE: Base Fundação SOS Mata Atlântica; INPE (2009)

ANEXO 2

LISTAGEM DAS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS) POR MUNICÍPIO NA ÁREA DO ESTUDO

MUNICÍPIO	RPPN ESTADUAL	RPPN FEDERAL	ÁREA (ha)
Coronel Vivida	RPPN Estadual Claudino Luis Graff		2,6
Coronel Vivida	RPPN Estadual Adealmo Ferri		5
Coronel Vivida	RPPN Estadual Celso Stedile		30
Coronel Vivida	RPPN Estadual Lauro Luis Vailatti		2,42
Coronel Vivida	RPPN Estadual Antonio Garbim Neto		4,84
Coronel Vivida	RPPN Estadual Odila Poletto Mior		4,84
Coronel Vivida	RPPN Estadual Elza Mior		4,84
Coronel Vivida	RPPN Estadual Ricardo Mior		4,84
Coronel Vivida	RPPN Estadual Vit Água Club		7
Coronel Vivida	RPPN Estadual Graciolino Ivo Sartor		4,84
Coronel Vivida	RPPN Estadual Teolide Maria Breda		18
Imbituva	RPPN Estadual Felicidade		1,72
Pato Branco	RPPN Estadual Diomar Dal Ross		5,2
Pato Branco	RPPN Estadual Derico Dala Costa		23,95
			2,56
Pato Branco	RPPN Estadual AABB		
Pato Branco	RPPN Estadual CPEA Dom Carlos		3,63
Pato Branco	RPPN 5010 (Ex) AABB		3,04
Rio Azul	RPPN Estadual Sítio São Francisco		7,73
General Carneiro		RPPN Federal das Araucárias	115
Nova Laranjeiras		RPPN Federal Corredor do Iguaçu I	3677,4
Rio Bonito do Iguaçu		RPPN Federal Corredor do Iguaçu I	1473,6
TOTAL	18	3	5.403,05

ANEXO 3

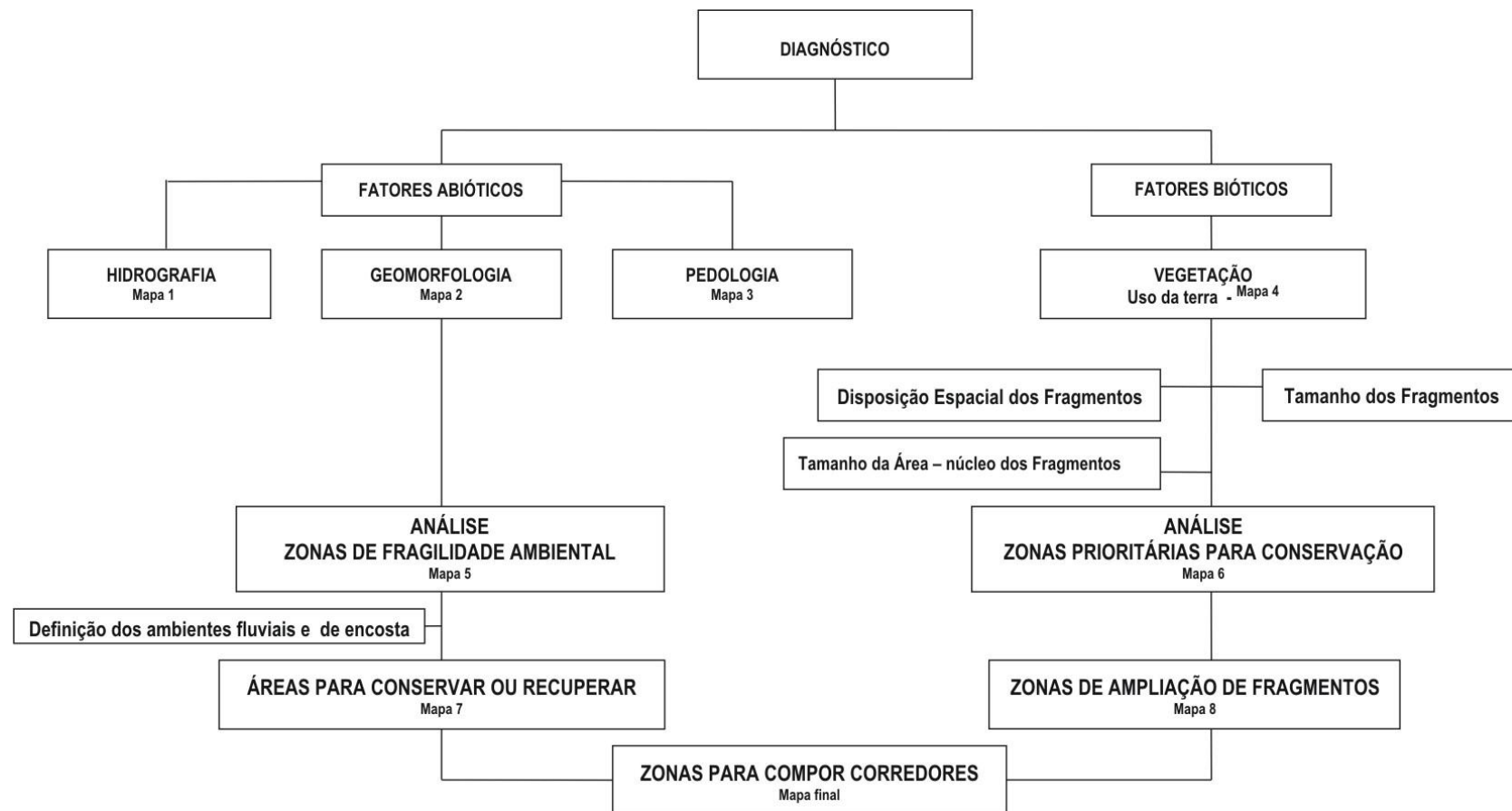
REPASSE DE ICMS ECOLÓGICO POR MUNICÍPIO EM FUNÇÃO DA ABRANGÊNCIA DE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO - 2010

MUNICÍPIOS	REPASSE (R\$)
São Mateus do Sul	10.955,75
Prudentópolis	432.865,70
Imbituva	175,10
Teixeira Soares	0,00
Irati	200.472,58
Rebouças	335.440,19
Rio Azul	74.573,11
União da Vitória	423.007,23
Paula Freitas	39.384,57
Paulo Frontin	23.030,98
Mallet	376.636,91
Cruz Machado	284.839,59
Bituruna	21.066,22
General Carneiro	53.870,83
Palmas	280.150,61
Mangueirinha	348.618,38
Chopinzinho – 2.º	1.091.864,32
Coronel Vivida	332.886,94
Pato Branco	75.108,80
Espigão Alto do Iguaçu – 4.º	769.808,08
Fernandes Pinheiro	481.863,50
Reserva do Iguaçu	151.004,32
Guarapuava	199.569,59
Inácio Martins – 5.º	624.798,46
Pinhão	9.037,41
Turvo – 1.º	1.287.146,01
Candoi	6.777,21
Nova Laranjeiras – 3.º	909.018,96
Rio Bonito do Iguaçu	249.835,21
TOTAL	9.093.806,54

FONTE: IAP (2010)

ANEXO 4

FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS



FONTE: Muchailh (2007)